

**UNIVERSIDAD PEDAGÓGICA Y TECNOLÓGICA DE COLOMBIA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS-POSGRADO**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**LAS PERCHAS PARA AVES COMO ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN  
ECOLÓGICA, SU INFLUENCIA SOBRE LA DISPERSIÓN DE SEMILLAS Y  
RECLUTAMIENTO DE PLÁNTULAS EN LA MICROCUENCA DEL RÍO LA  
VEGA, TUNJA- BOYACÁ.**

Requisito para optar al título de Magister en Ciencias Biológicas

**Carlos Andrés Villate Suárez**

**Tunja**

**Septiembre de 2017**

**UNIVERSIDAD PEDAGÓGICA Y TECNOLÓGICA DE COLOMBIA**

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS-POSGRADO**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**LAS PERCHAS PARA AVES COMO ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN  
ECOLÓGICA, SU INFLUENCIA SOBRE LA DISPERSIÓN DE SEMILLAS Y  
RECLUTAMIENTO DE PLÁNTULAS EN LA MICROCUENCA DEL RÍO LA  
VEGA, TUNJA- BOYACÁ.**

Requisito para optar al Título de Magister en Ciencias Biológicas

**Autor:**

**Carlos Andrés Villate Suárez**

**Director:**

**FRANCISCO CORTÉS PÉREZ**

**M Sc. Ciencias Biológicas**

**Grupo de investigación EBAC**

**Tunja**

**Septiembre de 2017**

## **CERTIFICADO DE ORIGINALIDAD**

FRANCISCO CORTÉS PÉREZ

M Sc. en Ciencias Biológicas con énfasis en ecología. Profesor, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

### **CERTIFICA:**

Que el trabajo de grado realizado bajo mi dirección por **Carlos Andrés Villate Suárez** titulado “**LAS PERCHAS PARA AVES COMO ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, SU INFLUENCIA SOBRE LA DISPERSIÓN DE SEMILLAS Y RECLUTAMIENTO DE PLÁNTULAS EN LA MICROCUENCA DEL RÍO LA VEGA, TUNJA- BOYACÁ**”, reúne las condiciones de originalidad requeridas para optar al título de Magister en Ciencias Biológicas otorgado por la Maestría En Ciencias Biológicas-UPTC.

Y para que así conste, firmo la siguiente certificación en Tunja, a los 16 días del mes de septiembre.

**M Sc. Francisco Cortés Pérez**

Director

Ecología de Bosques Andinos Colombianos

UPTC

## COMITÉ TUTORIAL

---

**Francisco Cortés Pérez**  
**M Sc.**  
Director



Mauricio Aguilar G.

---

**Mauricio Aguilar Garavito. M Sc.**  
**Jurado 1**

---

**Pablo Rodríguez Africano. M Sc.**  
**Jurado 2**

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi madre, la cual ha sido siempre un pilar fundamental en mi vida, apoyándome en todos los anhelos y proyectos que he iniciado. A mi padre por sus conocimientos y consejos durante mi crecimiento académico.

Al profesor Francisco Cortés quien con incontables consejos y conocimientos ha contribuido en mi formación personal y profesional, además de brindarme la oportunidad de pertenecer al grupo de investigación.

A todos y cada uno de los miembros del grupo EBAC, por su apoyo, compañía y consejos durante este proceso, especialmente a Oscar Roa, por el apoyo incondicional en todas las fases de esta empresa.

A mis amigos que hacen de esta vida un lugar lleno de buenos momentos: Oscar Roa, Mariana Galindo, David Hernández, Juan Carlos Zabala, Diego Niño, Jaime Bernal, Leonardo Fonseca y un agradecimiento especial a Camilo Alfonso quien además de su gran amistad y conocimiento de aves me asistió en campo cuando los días parecieron grises. A Catalina Cuevas quien con su amor, luz propia inundo mi espíritu de fuerzas para continuar este proyecto.

A los Jurados Mauricio Aguilar y Pablo Rodríguez por aceptar formar parte de mi tribunal y por todos sus aportes para mejorar mi trabajo.

Quiero agradecer especialmente a Wilderson Medina y William Bravo, Biólogos que me aportaron sus conocimientos en ornitología y botánica, además de su amistad.

A la DIN-UPTC por el apoyo económico confiado a este proyecto y a la Universidad Juan de Castellanos quien permitió el desarrollo de la investigación en sus predios.

## RESUMEN

Las perchas para aves son estructuras que pueden influenciar la dispersión de semillas y dinamizar la sucesión. Dichas estructuras hacen parte de un conjunto de técnicas conocidas como nucleación, el cual es un proceso que implica elementos, bióticos y abióticos, que pueden propiciar la formación de nichos de regeneración. La microcuenca del río la Vega, presenta invasión por especies exóticas, pastizales con fines pecuarios y pérdida de la vegetación nativa del área riparia. Se evaluó la estrategia de restauración con perchas artificiales en el área de ribera, estableciendo un experimento con tres tratamientos; T0: sin perchas, T1: con percha artificial y T2: con percha natural, bajo cada percha se ubicó una trampa para retener las semillas dispersadas y una parcela escarificada para medir el reclutamiento. Mediante la captura de aves y obtención de sus fecas se determinó las principales especies dispersoras de semillas y las principales especies potencialmente dispersadas. El test de Mann Whitney demostró que el tratamiento con percha artificial favoreció la dispersión de semillas ornitócoras. Sin embargo, el reclutamiento de plántulas ornitocoras en las parcelas bajo las perchas no fue significativo. *Turdus fuscater* y *Pheucticus aureoventris* fueron las principales especies dispersoras y *Acacia melanoxylon*, *Muehlenbeckia tamnifolia* y *Morella pubescens*, las semillas más dispersadas por las aves. Las perchas artificiales aumentaron la dispersión de semillas, no obstante el reclutamiento de especies ornitócoras en las parcelas bajo perchas artificiales fue limitado, a pesar de eliminar la competencia con el pastizal y herbáceas a través del escarificado.

**Palabras Clave:** Bosque ripario, ecología de la restauración, semillas, plántulas.

## Abstract

Perches for birds are structures that may influence seed dispersal and boost the succession. These structures are part of a set of techniques known as nucleation, which is a process involving elements, biotic and abiotic, those can promote the formation of niches of regeneration. The Vega's watershed creek has invasion by exotic species, pastures with livestock purposes and loss of native vegetation in its riparian areas. The restoration strategy was evaluated with artificial perches in the riverside area, establishing an experiment with three treatments; T0: without perch, T1: with artificial perch and T2: with natural perch, under each perch a trap was located to retain the dispersed seeds. Through the capture of birds and obtaining their feces the main dispersing species of seeds and the potentially dispersed vegetal species were determined. The Mann Whitney test showed that the treatment with artificial perch favored the dispersion of ornithocorous seeds. However, recruitment of seedlings in the plots under the perches was not significant. *Turdus fuscater* and *Pheucticus aureoventris* were the main dispersing species and *Acacia melanoxylon*, *Muehlenbeckia tamnifolia* and *Morella pubescens*, the most dispersed seeds. Artificial perches increased the dispersion of seeds, however the recruitment of ornithocorous species in the plots under artificial perches was limited; Inclusive eliminating competition with the grassland through the scarification.

**Keywords:** Riparian forest, ecology restoration, seeds, seedlings.

## CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS.....	5
RESUMEN.....	6
Abstract .....	7
1. INTRODUCCIÓN.....	14
2. OBJETIVOS E HIPOTESIS .....	16
2.1. Objetivo General .....	16
2.2. Objetivos Específicos .....	16
2.3. Hipótesis .....	16
3. MARCO CONCEPTUAL.....	17
3.1. Antecedentes .....	17
3.2. Características ecológicas de las aves que las hacen claves en la restauración. ..	18
3.2.1. Dispersión de semillas por aves. ....	18
3.2.2. Hábitos alimentarios de las aves.....	19
3.2.3. Tránsito intestinal y efecto sobre la germinación.....	21
3.2.4. Importancia de las aves y la dispersión sobre la sucesión ecológica .....	22
3.3. Las perchas artificiales para aves.....	23
3.3.1 Tipos de perchas artificiales.....	23
3.3.2. Efecto de las perchas artificiales en el comportamiento de las aves y la dispersión. ....	24
3.3.4. El reclutamiento de plántulas bajo perchas artificiales .....	24
3.4. Sucesión ecológica. ....	25
3.5. Restauración ecológica .....	28
3.6. Escarificación del suelo y estudios relacionados .....	28
4. METODOS .....	31
4.1. Área de estudio .....	31
4.2. Diseño Experimental .....	34
4.3. Descripción de los Tratamientos .....	35
4.3.1. Tratamiento Control (T0).....	36
4.3.2. Tratamiento con Perchas Artificiales (T1) .....	36



4.3.3. Tratamiento perchas naturales (T2) .....	38
4.4. TOMA DE DATOS DE AVES Y SEMILLAS .....	38
4.4.1. Identificación de aves .....	38
4.4.2. Captura de aves para obtención de fecas .....	39
4.4.3. Colecta de muestras depositadas en las trampas para semillas .....	39
4.4.4. Toma de datos para reclutamiento de plántulas.....	40
4.4.5. Precipitación y semillas.....	41
4.5. ANALISIS DE DATOS .....	42
4.5.1. Análisis de datos para aves .....	42
4.5.2. Análisis de datos para las muestras en trampas de los tratamientos. ....	42
4.5.3. Análisis de datos para cobertura e índices de diversidad.....	43
5. RESULTADOS .....	44
5.1. Avifauna .....	44
5.2. Aves dispersoras y semillas encontradas en sus fecas. ....	47
5.2.1. Índice de importancia de Dispersión .....	47
5.3. Identificación y cuantificación de semillas en las trampas .....	51
5.3.1. Abundancia de semillas durante el tiempo de estudio por tratamiento y para todos los mecanismos de dispersión. ....	53
5.3.2. Abundancia de semillas ornitócoras por tratamiento.....	54
5.4. Análisis estadístico para evidenciar diferencias entre tratamientos. ....	56
5.5. Correlación entre precipitación y semillas en las trampas. ....	58
5.6. Composición y cobertura en las parcelas de estudio.....	59
5.6.1. Composición de especies.....	59
5.6.2. Cobertura.....	61
5.6.3. Análisis estadístico para la variable cobertura .....	64
5.7. Diversidad en parcelas de estudio.....	65
5.7.1. Riqueza de especies .....	65
5.7.2. Índice de Shannon.....	66
5.7.3. Índice de Berger-Parker.....	67
5.7.4. Análisis de similitud entre parcelas de los tratamientos (Cluster).....	68
5.8. Reclutamiento de especies potencialmente dispersadas por aves .....	70
6. DISCUSIÓN.....	72

6.1. Las perchas artificiales .....	72
6.2. Semillas dispersadas.....	73
6.3. Aves dispersoras y plantas potencialmente dispersadas.....	74
6.4. Correlación entre precipitación y semillas ornitócoras .....	76
6.5. Cambios en la sucesión temprana.....	77
6.6. Diversidad de especies en las parcelas.....	77
6.7. Reclutamiento de plantas ornitócoras.....	78
7. Conclusiones .....	80
8. Recomendaciones .....	81
9. Literatura citada .....	82
Anexos .....	96
Anexo 1. Tabla con el número de semillas recogidas en las trampas del tratamiento con perchas artificiales durante el tiempo de estudio. ....	96
Anexo 2. Especies de aves registradas en el área de estudio.....	97
Anexo 3. Fotos de frutos y semillas potencialmente dispersadas en el área de estudio. ....	102
Anexo 4. Especies encontradas en las parcelas durante el estudio para los diferentes tratamientos. ....	105
Anexo 5. Mapa de coberturas y distribución de los tratamientos en el área de estudio. ....	106

## LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Diagrama ombrotérmico para la ciudad de Tunja- Boyacá durante el periodo septiembre 2015- agosto 2016. ....	31
Figura 2. Localización del área de estudio: imagen satelital de la microcuenca del río La Vega (Google Earth, 2015). Escala 1:20000 y 1:2000.....	33
Figura 3. Esquema representativo del montaje experimental.....	35
Figura 4. Tratamiento control. A) Trampa para semillas; B) Parcela escarificada. ....	36
Figura 5. Tratamiento con percha artificial. A) Percha artificial de vara cruzada con parcela escarificada. B) Percha artificial, trampa para semillas y parcela escarificada.....	37
Figura 6. Percha natural con parcela escarificada y trampa para semillas. A) Árbol de <i>Acacia melanoxylon</i> . B) Árbol de <i>Croton purdiei</i> .....	38
Figura 7. Cuadrante de 1 m <sup>2</sup> para medición de frecuencia y cobertura (Braun-Blanquet 1979; Rangel y Velázquez 1997; Ramirez 2006). ....	40
Figura 8. Porcentaje de aves registradas en la zona de estudio según su gremio alimentario. Gremios tróficos de acuerdo a McMullan et al. 2011. ....	44
Figura 9. Curva de acumulación de especies y esfuerzo de muestreo durante los meses del estudio. Línea punteada, especies observadas. Línea roja, estimador Chao 1; Línea azul, estimador ACE (número de especies estimadas) .....	45
Figura 10. Curva de acumulación de especies y esfuerzo de muestreo. Línea verde, estimador Chao 1; Línea azul, estimador ACE (número de especies estimadas). ....	45
Figura 11. Numero de semillas por especie encontradas en las fecas de cinco especies de aves durante un año de seguimiento.....	49
Figura 12. Fotografía de <i>Pheucticus aureoventris</i> (Pico grueso dorsinegro). ....	50
Figura 13. Fotografía de <i>Vireo flavoviridis</i> (verderón verdiamarillo). ....	51
Figura 14. Cantidad total de semillas colectadas por tratamiento durante el periodo de estudio. ....	51
Figura 15. Cantidad de semillas registradas por mes en las trampas de los diferentes tratamientos a lo largo del estudio.....	53

Figura 16. Cantidad de semillas registradas por mes en las trampas de los diferentes tratamientos sin discriminar mecanismo de dispersión.....	54
Figura 17. Cantidad de semillas ornitócoras registradas por mes en las trampas de los diferentes tratamientos.....	55
Figura 18. Semillas registradas en las trampas del tratamiento con percha artificial. A) <i>Muehlenbeckia tamnifolia</i> B) <i>Acacia melanoxylon</i> C) <i>Acacia decurrens</i> D) <i>Morella pubescens</i> .....	56
Figura 19. Número de semillas por tratamiento, que muestra la efectividad de las perchas artificiales, como mecanismo para favorecer la dispersión de semillas ornitócoras. ....	57
Figura 20. Correlación de Spearman entre las variables semillas ornitócoras y precipitación en milímetros mensuales durante el año de estudio. Se evidencia que no hay correlación entre las variables. ....	58
Figura 21. Porcentaje del número de especies por familia encontradas en el pre-muestreo de las parcelas.....	60
Figura 22. Porcentaje del número de especies por familia encontradas en el muestreo final de las parcelas.....	60
Figura 23. Porcentaje de cobertura registrada en las parcelas de los tratamientos durante los diferentes muestreos. ....	63
Figura 24. Cambio en la cobertura de la parcela 1 del T1: percha artificial. A) Pre muestreo. B) Parcela tres meses después del escarificado. C) Parcela 6 meses. D) Parcela 9 meses después de escarificado.....	64
Figura 25. Diferencias en el porcentaje de cobertura registrado durante los muestreos del estudio. ....	65
Figura 26. Riqueza de especies (S) para cada tratamiento en el tiempo. ....	66
Figura 27. Índice de Shannon por tratamiento en cada muestreo. ....	67
Figura 28. Índice de Berger-Parker por tratamiento en cada muestreo. ....	68
Figura 29. Dendrograma de similaridad entre tratamientos para el pre muestreo. ....	69
Figura 30. Dendrograma de similaridad entre tratamientos realizado al final del estudio..	70
Figura 29. Plántulas ornitócoras y polícoras reclutadas en las parcelas de los tratamientos durante el estudio.....	71

## LISTA DE TABLAS

	<b>Pág.</b>
Tabla 1. Descripción de los tratamientos implementados .....	34
Tabla 2. Rangos de cobertura y equivalente en cobertura media (Ramirez 2006). ....	41
Tabla 3. Familias y especies de aves registradas en la zona de estudio, Microcuenca del rio La Vega- Vereda tras del alto (Anexo 3).....	46
Tabla 4. Semillas encontradas en las fecas de las aves en campo. Se muestran las especies de plantas a las que corresponden el total de semillas y el ave en cuyas fecas fueron encontradas, también se muestran fecas totales con semillas por especie de aves (FTS). ....	47
Tabla 5. Índice de dispersión (IID). Especies dispersadas por aves en la microcuenca del rio la Vega. Se muestra el porcentaje de semillas en las muestras ( $n=127$ ).....	48
Tabla 6. Semillas en las fecas de las aves por cada mes de muestreo. Se muestran la cantidad de semillas por especie y la especie de ave dispersora.....	49
Tabla 7. Número total de semillas por especie y por tratamiento durante el estudio. Se incluye el mecanismo de dispersión de cada especie. ....	52
Tabla 8. Cambio de especies registrado durante el seguimiento trimestral a las parcelas de estudio. ....	61
Tabla 9. Especies con mayor porcentaje de cobertura en todos los muestreos. ....	62

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas ribereños cumplen varias funciones ecológicas de importancia crítica dentro de los ecosistemas (Sievers et al. 2017), dentro de los cuales se resaltan la regulación de la temperatura, filtrar y retener nutrientes (Musetta et al. 2017), proveer refugio y alimento para la vida silvestre entre otros (Naiman y Decamps 1997; Lyon y Gross 2005; Musetta et al. 2017; Sievers et al. 2017). Desafortunadamente, la vegetación riparia ha sido severamente degradada (Ceccon 2003; Sirombra y Mesa 2012; Montilla y Pacheco 2017), principalmente debido a disturbios antrópicos como la agricultura (Pearce y Yates 2017), pastoreo, deforestación (Muller et al. 2016) y minería (Venson et al. 2017). Debido a esto se hace relevante determinar la calidad ecológica y ambiental de las áreas ribereñas (Posada y Arroyave 2015). En consecuencia, la restauración está siendo utilizada con más frecuencia para mitigar la degradación de los ecosistemas riparios (Rood et al. 2016) y apoyar la regeneración de estos importantes ecosistemas (Goodwid et al. 1997; González et al. 2017).

Una de las funciones más notables del bosque ripario es reducir la escorrentía superficial (Chase et al. 2016), retener los sedimentos y el suelo que se desprenden de las orillas descubiertas (Picco et al. 2017), protegiendo el cuerpo de agua y garantizando la infiltración en las áreas de inundación (Croke et al. 2017), gracias a las raíces de las plantas que crecen en estas áreas (Blinn y Kilgore 2001; Kuglerová et al. 2017). En consecuencia, si la vegetación no existe o es mínima en las áreas de ribera, se produce la pérdida de retención de agua del suelo (Celentano et al. 2017), generando procesos erosivos que inciden en el aumento de la velocidad de arrastre de sedimentos y partículas en los cauces (Bariteau et al. 2013; Xiong et al. 2015), lo que facilita que ocurran inundaciones (Granados et al. 2006; Croke et al. 2017).

El bosque ribereño facilita el tránsito y hábitat de organismos silvestres entre parches de vegetación (Derugin et al. 2016), tanto en ambientes fragmentados como continuos (Naiman et al. 2000; Vergara 2011; Hamilton et al. 2015). Además, el ancho de los corredores riparios es un factor muy importante, ya que las dimensiones de estas áreas pueden favorecer el establecimiento de la fauna (Montilla y Pacheco 2017), por ejemplo, algunas aves que estén en época reproductiva y requieren sitios de anidación buscarán vegetación de una adecuada altura y estructura, características que están relacionadas al ambiente (Gillies y St Clair 2008; Lees y Peres 2008).

Las aves están dentro de las especies claves en procesos de regeneración de bosques (Marthy et al. 2017), además han sido reconocidas como importantes agentes dispersores de semillas e impulsores de procesos sucesionales en los bosques tropicales (Herrera 1992; Traveset 1998; Jordano 2007; De La Peña-Domene et al. 2014; Zwiener et al. 2014; Lomáscolo 2016). Sin embargo, algunas

especies de aves evitan visitar lugares degradados debido a la baja disponibilidad de frutos, la exposición a la depredación y ausencia de lugares adecuados para descansar (McClanahan y Wolfe 1993; Holl 1998; Graham y Page 2012).

Existen estudios que sugieren que la dispersión de semillas es una de las principales barreras para la regeneración de los bosques (Renjifo 1999; Hooper et al. 2005; Wright et al. 2016; Martínez y García 2016; Tanaka y Tokuda 2016; Charles et al. 2017; Londe et al. 2017). La dispersión de especies ornitócoras en pastizales es baja y limitada debido a la escasa disponibilidad de frutos, lugares de percha y distancia de los fragmentos a la matriz de pastizal (McClanahan y Wolfe 1993; Robinson y Handel 1993; Aide y Cavelier 1994; Howe 2016; Martínez y García 2016; Parejo-Farnés et al. 2017; Charles et al. 2017; Amodeo et al. 2017)

Considerando las dificultades que tienen algunas semillas para llegar a lugares que se encuentran alejados de los parches de vegetación, varios autores han propuesto las perchas artificiales como un mecanismo que puede multiplicar la llegada de semillas en áreas abiertas y así enriquecer el banco de semillas del suelo (Holl 1998; Shiels y Walker 2003; Zanini y Ganade 2005; Vicente et al. 2010; Dias et al. 2014; Athiê y Dias 2016; Guidetti et al. 2016). Sin embargo, pocos estudios se han realizado con perchas para aves como estrategia para restaurar áreas de ribera (Pillatt et al. 2010; de Almeida et al. 2016).

Este proyecto buscó generar conocimiento sobre la estrategia de perchas artificiales como herramienta de apoyo a la restauración de áreas de ribera afectadas por sistemas agropecuarios e invasión de especies exóticas, de tal manera que los resultados permitirán crear alternativas para mitigar los problemas de la microcuenca del río la Vega, ayudando así a que el corredor biológico y los servicios ecosistémicos que ofrece puedan recuperarse para la comunidad, amortiguando efectos invernales como deslizamientos e inundaciones o desecamiento de la microcuenca, problemas latentes en la actualidad.

## **2. OBJETIVOS E HIPOTESIS**

### **2.1. Objetivo General**

Evaluar la eficacia de perchas artificiales como estrategia de restauración, su influencia sobre la dispersión de semillas y el reclutamiento de plántulas en la microcuenca del Río la Vega.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Identificar la avifauna dispersora de semillas en la microcuenca del río la Vega.
- Identificar y cuantificar las semillas colectadas en las trampas de los tratamientos.
- Determinar las semillas de especies vegetales que son potencialmente dispersadas por aves en la microcuenca del río la Vega.
- Determinar los cambios de cobertura en las parcelas de los tratamientos.

### **2.3. Hipótesis**

Las perchas artificiales incrementan la dispersión de semillas ornitócoras en un pastizal de ribera en la microcuenca del río la Vega.



### **3. MARCO CONCEPTUAL**

#### **3.1. Antecedentes**

El crecimiento de la población humana y su demanda de recursos han provocado una afectación en los ecosistemas (Harris et al. 2006), desequilibrando las interacciones que existen entre la vegetación y la fauna en su hábitat natural (Hobbs 2016). Por esta razón es necesario desarrollar actividades que vayan dirigidas al restablecimiento de las interacciones propias del ecosistema, y la restauración ecológica parece ser la mejor opción para recuperar la biodiversidad y garantizar su sostenimiento (SER 2004; Vargas 2007; Barrera et al. 2010; Reis et al. 2014; Hobbs 2016).

Por lo tanto, este estudio busca evaluar la efectividad de las perchas artificiales, dado que han sido ampliamente usadas en ecosistemas tropicales (Vicente et al. 2010; Graham y Page 2012; Guidetti et al. 2016; Athiê y Dias 2016), sin embargo para Colombia la información sobre perchas para aves, es muy escasa, siendo la mayoría trabajos de pregrado y muy pocos artículos (Rincon 2005; Clavijo 2006; Vargas 2007; Rubiano 2016), lo cual genera la oportunidad de ampliar el conocimiento para las áreas alto andinas de Colombia.

Dentro de los trabajos de perchas artificiales se destacan los de: Vogel et al. 2016, quienes plantean que la estructura de un conjunto de aves que utiliza perchas artificiales se ve afectada por la variación estacional, en este trabajo el objetivo fue describir la riqueza, abundancia y diversidad de aves en perchas artificiales dentro de un bosque del Atlántico en el sur de Brasil. Concluyen que las perchas fueron ineficaces para atraer aves frugívoras especializadas, haciendo hincapié en que la dispersión de las semillas tiende a ser llevada a cabo principalmente por omnívoros generalistas en la fase inicial de la regeneración del bosque.

Por su parte, Athiê y Dias 2016, investigaron la eficiencia de diferentes tipos de perchas en la atracción de aves dispersoras de semillas y el aumento de la lluvia de semillas en una zona degradada ubicada en la región noreste del estado de São Paulo. Instalaron trampas de semillas bajo perchas naturales (árboles vivos); Perchas artificiales simples (barra transversal), perchas artificiales elaboradas con tres barras cruzadas y un área de control, todas con trampas para semillas localizadas justo debajo de las mismas. Sus resultados mostraron que el número de semillas depositadas por aves fue proporcional al número de estructuras para percha, además concluye que perchas muy altas incrementan la visita de aves rapaces por lo que invitan estudiar a que grupo de aves se quiere favorecer. Finalmente recomiendan una combinación de perchas naturales y artificiales para la restauración de áreas degradadas.

Guidetti et al. 2016 evaluaron la efectividad de esta técnica, realizando una serie de meta-análisis para comparar el uso de perchas artificiales frente a los sitios de control sin perchas. Estableciendo que la instalación de perchas artificiales aumenta la abundancia y la riqueza de las semillas que llegan a las áreas alteradas que rodean los ecosistemas nativos. Además, aseguran que la densidad de las plántulas es también mayor en las áreas abiertas con perchas artificiales que en los sitios de control sin perchas. Sus resultados apoyan el uso de perchas artificiales para superar el problema de la baja disponibilidad de semillas en campos degradados, promoviendo y/o acelerando la restauración de la vegetación en concordancia con el paisaje circundante.

Paralelamente, De Almeida et al. 2016 evaluaron las perchas artificiales y el establecimiento de plántulas en la Mata Atlántica, Brasil. Allí midieron la influencia del uso de la tierra y tipos de hábitat anteriores sobre la abundancia, riqueza de especies y características ecológicas de las semillas dispersadas por aves, así como sobre el establecimiento de las plántulas. Establecieron ocho sitios de muestreo, cada uno con trampa de semillas y parcelas bajo perchas artificiales y una unidad similar sin perchas. Estos sitios fueron ubicados en pastizales y en áreas agrícolas, distribuidos entre áreas ribereñas y submontanas. Encontraron más de 25000 semillas y 56 especies de semillas endozoocóricas. Concentradas principalmente en el tratamiento con perchas, sin embargo el establecimiento de plántulas fue muy bajo en todos los tratamientos, con sólo ocho plántulas establecidas en parcelas de percha al final del experimento. Por ende, concluyen que las perchas artificiales aumentan significativamente la llegada de semillas a tierras degradadas, pero el establecimiento de plántulas es limitado en estas áreas, comprometiendo la eficacia de esta técnica para fines de restauración.

Finalmente se corrobora lo dicho por Reid y Holl 2013, según los cuales las semillas y plántulas en pasturas tienen baja probabilidad de supervivencia, atribuible a la depredación, desecación, pudrición y competencia con vegetación ruderal. Adicionalmente afirman que la dispersión de semillas no tiene sentido si las semillas que llegan no pueden sobrevivir y por ende recomiendan que los estudios de nuevas técnicas de dispersión de semillas deben incluir la medición del reclutamiento de plántulas.

### **3.2. Características ecológicas de las aves que las hacen claves en la restauración.**

#### **3.2.1. Dispersión de semillas por aves.**

Existe un gran número de plantas que dependen de animales frugívoros para la dispersión de sus semillas (Amico y Aizen 2005; Aguilar et al. 2014; Horsley et al.

2015; Mo y Waterhouse 2016). Como retribución por esta labor los animales reciben alimento y las plantas se benefician por la dispersión, germinación y establecimiento de las plántulas (Verdú y Traveset 2004; Acosta et al. 2012). Las aves representan el grupo más importante de dispersores de semillas en zonas templadas (Snow 1981; Heleno et al. 2011; Acosta et al. 2012; Mo y Waterhouse 2016). En la mayoría de los casos, las aves frugívoras digieren la pulpa y expulsan las semillas por regurgitación o más comúnmente por defecación (Johansen et al. 2014; Kleyheeg y van Leeuwen 2015). Estas semillas son en general viables y su tasa de germinación puede aumentar o disminuir al pasar por el tracto digestivo del dispersor (Verdú y Traveset 2004; De Guevara et al. 2012; Rodríguez et al. 2012; Gho et al. 2015).

Esta interacción mutualista es muy común en bosques tropicales (Heleno et al. 2011; Carlo y Yang 2011; De Guevara et al. 2012), en donde el comportamiento de las aves desempeña un papel clave en la ecología y evolución de la dispersión de semillas (mutualismos) (Eriksson 2016; Carlo y Morales 2016; Palacio et al. 2017), por un lado, el comportamiento animal afecta la dispersión y posteriormente la dinámica de la población vegetal (Jordano 2000; Morales et al. 2013). Por otro lado, los rasgos como el tamaño de frutos y semillas o el contenido de nutrientes de las frutas afectan fuertemente el comportamiento de los animales en busca de alimento (Jordano 2000; Herrera 2002; Eriksson 2016)

Desde el punto de vista del ave, las plantas en fructificación representan puntos de recurso distribuidos heterogéneamente (García y Ortiz 2004; Carlo y Yang 2011), esta hipótesis conocida como tamaño de la cosecha de frutas fue propuesta por Snow 1971; Izhaki 2002, según los cuales, las aves deben aumentar la ingesta en sitios con gran número de plantas y frutos. En consecuencia, también deben pasar períodos más largos en estos parches de alta calidad, con el fin de maximizar su tasa promedio de consumo de energía a largo plazo (Charnov 1976; Whalley 2016; Miller et al. 2017).

Sin embargo, el escenario típico de interacción entre una población de plantas y sus aves frugívoras es un ensamblaje compuesto de especies de aves con comportamientos distintos y consecuencias para la dispersión de semillas (Schupp 1993; Jordano 2000; Morales et al. 2013; Vizentin et al. 2015). Esto sugiere que la relación entre el tipo de comportamiento de forrajeo y los rasgos del fruto también mostrará diversos patrones dentro de una población de plantas (Morales et al. 2013; Vizentin et al. 2015)

### **3.2.2. Hábitos alimentarios de las aves**

Determinar la composición de la dieta de un ave y sus desplazamientos estacionales son fundamentales para entender la ecología y las funciones de una

especie (Yoshikawa y Osada 2015). Según, Bascompte y Melián 2005; Sekercioglu 2006, es determinante básico de su nicho y está profundamente asociado con acontecimientos cruciales como la cría y la migración. La información sobre la composición dietaria de las aves es también esencial para comprender las relaciones entre las aves y otros organismos, así como las diversas funciones ecológicas que desempeñan en los ecosistemas (Tanaka y Tokuda 2016; Charles et al. 2017). Por ejemplo, pueden actuar como depredadores de insectos, afectando así a las poblaciones y las plantas sobre las cuales estos actúan (Murakami y Nakano 2000; Sam et al. 2017), facilitan la reproducción de plantas como dispersores de semillas mutualistas (Izhaki 2002; Morales et al. 2013) o polinizadores (Schmid et al. 2016; Abrahamczyk et al. 2017), también ayudan a disuadir la reproducción de plantas como depredadores antagónicos de semillas y flores (Newton 1967; González 2010). Por lo tanto, las evaluaciones cuantitativas de las dietas de aves son necesarias para comprender la estructura y el comportamiento de las redes alimentarias o redes de interacción (Yoshikawa y Osada 2015).

A pesar de su importancia fundamental, es generalmente difícil determinar las composiciones dietarias de las aves (Yoshikawa y Osada 2015). Se han utilizado diversos métodos para estimarlas, pero tienen sus propias ventajas y desventajas (Johansen et al. 2014; Carlo y Morales 2016; Mora y Smith 2016). El análisis del estómago es un método poderoso para la obtención de estimaciones (McWilliams et al. 1999; Buainain et al. 2016; Sam et al. 2017), pero suele ser destructivo para las aves individuales, y es sesgada debido a la variación en el modo de dieta y la digestibilidad (Chikilian y Bee De Speroni 1996; Martin et al. 2000). Los análisis de estiércol o pellets son métodos simples, pero también están sesgados debido a la variabilidad en la digestibilidad de los alimentos (Tornberg y Reif 2007; Francksen et al. 2016). Desarrollos recientes en código de barras de ADN nos permiten determinar los artículos de la dieta directamente y puede detectar elementos de otra manera no detectados (Deagle et al. 2007; Valentini et al. 2009); sin embargo, todavía es difícil obtener estimaciones cuantitativas.

La observación directa es un método simple para estimar la composición dietaria de las aves (Traveset et al. 2008; Carlo y Morales 2016), no requiere instrumentos especializados ni análisis técnicos y es por lo tanto viable. Este método es menos invasivo que otros métodos, haciéndolo aplicable para el estudio de especies amenazadas. También puede proporcionar la información sobre el comportamiento real de forrajeo y ubicación de las aves, que son esenciales para entender su ecología completa y puede guiar un análisis más exhaustivo por otros métodos (Acosta et al. 2012; Mo y Waterhouse 2016). Sin embargo, este método tiene la desventaja de usar mucho tiempo y es sesgado debido a la variación en la detección y la identificación de los alimentos.

Por otro lado, los hábitos alimentarios de cada especie son catalogados en gremios, dicho termino es definido como un grupo de especies que explotan la

misma clase de recursos ambientales de una manera similar (Wilson 1999; Olivier y van Aarde 2017). El término gremio agrupa especies que se superponen significativamente en sus requerimientos de nicho, sin importar su posición taxonómica (Hawkins 1989; Wilson 1999; Blondel 2003). La cuestión de cómo y dónde las distintas especies obtienen su alimento ha sido central en ecología de comunidades de aves por mucho tiempo (Blondel 2003). Varios estudios han mostrado la importancia del comportamiento de búsqueda de alimento y uso de hábitat de alimentación en la estructura de los ensambles (Holmes et al. 1979; Olivier y van Aarde 2017) y cómo éstos se relacionan tanto con la estructura horizontal y vertical del hábitat como con la composición florística de la vegetación (Holmes et al. 1979; Chmel et al. 2016).

### **3.2.3. Tránsito intestinal y efecto sobre la germinación**

La dispersión de semillas por las aves frugívoras es uno de los procesos clave que influyen en los patrones espaciales de las plantas (Lomáscolo 2016), pero puede fracasar si hay interrupción de mutualismos frugívoros vegetales, como la disminución de la abundancia de dispersores, la fragmentación del hábitat o el aislamiento de los árboles individuales (de Lima et al. 2015; Pegman et al. 2016a).

Varios estudios demuestran que la germinación suele ser más exitosa luego de que las semillas pasan a través del tracto digestivo de los animales (Traveset 1998; Traveset et al. 2008; de Lima et al. 2015). Sin embargo, tal mejora no es universal debido al efecto de varios factores como el tiempo de retención en el intestino y el tamaño y edad de las semillas lo cual puede causar variación en la respuesta a la germinación (Traveset y Verdu 2002; Schetini De Azevedo et al. 2013).

Se cree que el efecto de la escarificación de las semillas depende del tiempo de retención en el tracto digestivo y el tipo de alimento ingerido junto con las semillas (Traveset 1998; Reid y Armesto 2011). Según Schupp et al. 2010, existe una gran diversidad y complejidad en las interacciones entre dispersores y las semillas luego de ser consumidas. La naturaleza entre la química del fruto, la morfología y el tipo de dispersor es esencial para entender la coevolución planta-frugívoro y sus interacciones (Traveset et al. 2007; Schupp et al. 2010).

### **3.2.4. Importancia de las aves y la dispersión sobre la sucesión ecológica**

Los ecosistemas nativos se transforman continuamente en tierras agrícolas y simultáneamente una gran proporción de los campos se abandonan después de algunos años de uso (Griscom y Ashton 2011; Aide et al. 2013). Sin ninguna intervención, los paisajes alterados generalmente muestran una lenta reversión hacia los ecosistemas nativos o hacia nuevos ecosistemas (Holl y Aide 2011; Hobbs et al. 2013). Una de las principales barreras para la regeneración de la vegetación es el bajo arribo de propágulos en áreas alteradas (Martinez y Howe 2003; Shoo y Catterall 2013; Elgar et al. 2014).

En los neotrópicos húmedos, los frugívoros vertebrados tienen un papel mucho mayor que el viento en la dispersión de las plantas leñosas forestales y sucesionales (Ingle 2003; Guidetti et al. 2016). Las aves y murciélagos frugívoros son los agentes de dispersión más importantes de los bosques tropicales, en las praderas y en la vegetación de sucesión temprana (Gorchov et al. 1993; Jordano et al. 2006; Martínez Orea et al. 2009; Aguilar et al. 2014; De La Peña et al. 2014), debido a la estructura de estos hábitats con menos de una barrera para este tipo de dispersores, en comparación con otros vertebrados frugívoros (Gorchov et al. 1993; De Guevara et al. 2012; Horsley et al. 2015).

La dispersión de semillas entre hábitats también puede estar influenciada por el tamaño de la semilla, especies de semillas pequeñas predominan en la lluvia de semillas de plantas forestales en áreas sucesionales adyacentes a los bosques (Duncan y Chapman 1999; Harvey 2000; Kraft et al. 2015) y los árboles forestales de semilla grande se consideran limitados en la colonización de hábitats sucesionales tempranos (Harvey 2000; Kraft et al. 2015). Las aves son dispersores importantes en pastizales ya que diseminan todo tipo de semillas correspondientes a especies pioneras y de estados sucesionales posteriores (árboles, arbustos, hierbas y epífitas) (Laborde et al. 2008; Dias et al. 2014); conectan remanentes y protegen la diversidad vegetal (González 1998; Galindo et al. 2000; Laborde et al. 2008; Moran et al. 2009).

Adicionalmente, la dispersión juega un papel importante en el mantenimiento de la biodiversidad (Howe 2016; Tanaka y Tokuda 2016), conservación y recuperación de áreas degradadas (Carlo y Morales 2016), proporcionando una colonización de especies pioneras que germinan y crecen rápidamente en lugares con alta incidencia de luz (Swaine y Whitmore 1988; Dias et al. 2014). Las especies pioneras posteriormente ofrecen mejores condiciones para el establecimiento de especies secundarias, que se establecen bajo sombra y crecen cuando las condiciones de iluminación son favorables (Brokaw 1985; Wu et al. 2010; Arroyo et al. 2015).

### **3.3. Las perchas artificiales para aves.**

Las perchas son estructuras altas para la llegada de aves y murciélagos (De La Peña et al. 2014), animales que aprovechan gran cantidad de semillas de áreas naturales y pueden promover la conectividad entre parches, el efecto de perchas ya ha sido reportado por varios autores: McDonnell y Stiles 1983; Vicente et al. 2010; Graham y Page 2012; Dias et al. 2014; Athiê y Dias 2016; Vogel et al. 2016; de Almeida et al. 2016.

Las aves y los murciélagos son los animales más efectivos en la dispersión de semillas (Moran et al. 2009; De La Peña et al. 2014; Lomáscolo 2016), especialmente cuando se trata de transporte entre fragmentos de vegetación (Vicente et al. 2010; Zwiener et al. 2014). Las perchas aceleran la sucesión inicial, el aumento de la diversidad de especies y la cantidad de semillas (Athiê y Dias 2016; de Almeida et al. 2016; Tomazi y Tarabini 2016).

#### **3.3.1 Tipos de perchas artificiales**

Existen distintos tipos de perchas, McDonnell y Stiles 1983, propusieron inicialmente varios tipos de estructuras; vertical, horizontal, en pirámide, arqueada con trampa de semillas debajo y por ultimo utilizando arbustos o ramas secas. Seguidamente, Guevara et al. 1986, concluye que los árboles remanentes en áreas abiertas funcionan como perchas naturales, formando núcleos de regeneración. Luego, Reis et al. 2003, propone varios tipos de perchas artificiales, entre ellas: la percha seca; utilizando varas cruzadas, la percha viva; con follaje que imita a los árboles, la torre de lianas y la percha de cable aéreo, que consiste en extender un cable entre dos puntos.

Los tipos de perchas artificiales han probado ser eficientes como herramienta para aumentar la dispersión (Athiê y Dias 2016; de Almeida et al. 2016) Sin embargo, las perchas más utilizadas en áreas abiertas son las perchas secas de varas cruzadas (Graham y Page 2012; Dias et al. 2014; Athiê y Dias 2016; Vogel et al. 2016). En la mayoría de casos se varía las alturas de este tipo de perchas, partiendo de los dos metros y llegando hasta los seis metros de altura (Holl 1998; Graham y Page 2012; Guidetti et al. 2016). Además pueden tener una vara cruzada o varias según el criterio del investigador (Elgar et al. 2014; Dias et al. 2014). La madera escogida para la elaboración de las perchas también puede variar, dependiendo del tipo de percha (Ferreira y de Melo 2016), se pueden tomar ramas o arbustos de la zona, en especial si son invasoras o arbustos secos (Holl et al. 2011; Zwiener et al. 2014; Guidetti et al. 2016).

### **3.3.2. Efecto de las perchas artificiales en el comportamiento de las aves y la dispersión.**

Las perchas artificiales pueden actuar en relación a la distancia al borde de bosque (Holl 1998; Hooper et al. 2005; Graham y Page 2012; Vogel et al. 2016), dependiendo de esto las aves frugívoras las usan para descansar y defecar (Shiels y Walker 2003; Dias et al. 2014; Guidetti et al. 2016). La eficacia de las perchas también está ligada a la estacionalidad de los frutos (Shiels y Walker 2003; Zanini y Ganade 2005; Graham y Page 2012). En algunas regiones subtropicales, hay evidencia de que muchas aves contribuyen sólo estacionalmente en la dispersión (Zanini y Ganade 2005; Caves et al. 2013).

Según Vogel et al. 2016, se ha prestado poca atención a la relación entre la variación anual en la deposición de semillas bajo perchas artificiales y los cambios resultantes en la composición del ensamblaje de aves (Vicente et al. 2010; Hartz et al. 2012). Un tercio de las aves migrantes australes para el trópico son de la familia Tyrannidae (Chesser 1994; Alves 2007) y su fuerte preferencia por perchas (Holl 1998; Vicente et al. 2010; Athiê y Dias 2016) y el comportamiento migratorio podría reflejarse en los cambios estacionales y el uso de las perchas artificiales (Vogel et al. 2016). En adición, la mayoría de los estudios con aves en perchas artificiales proporcionan poco énfasis a los parámetros cuantitativos de la fauna aviar (Vogel et al. 2016), dando énfasis a parámetros como la lluvia de semillas y especies dispersadas (Guidetti et al. 2016; Tomazi y Tarabini 2016).

Guidetti et al. 2016 y Vogel et al. 2016, encontraron que los atrapamoscas (tiranidos) utilizan activamente las perchas para acosar a otras especies, ya que tienen comportamientos territoriales (Cunha et al. 2014), en época reproductiva persiguen a otras especies que pueden ejercer importantes funciones en la restauración del ecosistema, incluyendo dispersores de semillas como los tucanes (Gabriel y Pizo 2005; Hoffmann y Rodrigues 2011).

### **3.3.4. El reclutamiento de plántulas bajo perchas artificiales**

Las semillas de la mayoría de las plantas tropicales se dispersan por animales (Amico y Aizen 2005; Horsley et al. 2015), muchos de los cuales también actúan como depredadores de semillas (Rocha et al. 2017). Por lo tanto, los cambios en la composición de la comunidad animal, como los impulsados por la deforestación de la vegetación nativa (Tanaka y Tokuda 2016), pueden impulsar cambios en el reclutamiento de plantas (Donoso et al. 2016; Rocha et al. 2017; Parejo et al. 2017).

El reclutamiento exitoso de plantas es una función de la producción de semillas, la germinación de semillas y la supervivencia de plántulas (Tessema et al. 2016). El



conocimiento de la dinámica de los bancos de semillas y el reclutamiento de plántulas es crucial para la conservación *in situ* efectiva de especies en peligro de extinción (Janišová et al. 2017). Los cambios en la lluvia de semillas debido a la alteración antrópica del hábitat pueden influir en los patrones de reclutamiento de las plántulas y afectar la dinámica evolutiva de las poblaciones (Parejo et al. 2017). Además, el reclutamiento exitoso de plantas es una función de la producción y germinación de las semillas (Tessema et al. 2016; Parejo et al. 2017), pero también de la supervivencia de plántulas (Tessema et al. 2016).

El reclutamiento de plántulas ha sido el tema reciente más discutido de la estrategia con perchas artificiales (Reid y Holl 2013; Elgar et al. 2014; Guidetti et al. 2016), ya que pone en duda su conveniencia y efectividad (Dias et al. 2014; Athiê y Dias 2016). Según, Guidetti et al. 2016, el seguimiento al reclutamiento de plántulas requiere menos esfuerzo que el muestreo de dispersión de semillas (teniendo en cuenta que las plántulas pueden medirse al inicio y al final de un experimento), pero además de eso, puede ser considerado como un indicador más apropiado para la eficacia de las iniciativas de restauración (Reid y Holl 2013). Por ejemplo, en algunas zonas tropicales dominadas por gramíneas exóticas invasoras, las perchas no han sido eficaces para aumentar el reclutamiento de plántulas forestales primarias en áreas restauradas (Holl et al. 2000; César et al. 2014).

La respuesta a la utilización o no de las perchas como estrategia para aumentar el reclutamiento, puede estar en el enfoque y evaluación de las condiciones ecológicas (Guidetti et al. 2016), tales como la fertilidad de los suelos, el grado de degradación, la proximidad de los ecosistemas nativos restantes, las especies involucradas, la estacionalidad y las circunstancias socioeconómicas (Shoo y Catterall 2013; Elgar et al. 2014; Vogel et al. 2016; Guidetti et al. 2016).

### **3.4. Sucesión ecológica.**

Los ecosistemas se desarrollan gradualmente a través de una serie de cambios en su estructura y composición (Arroyo et al. 2015). La sucesión explica estos cambios, de ahí la importancia de conocer el sentido de este concepto, su historia, los patrones de cambio en el ecosistema y los modelos de sucesión (Walker 2005).

Uno de los primeros científicos que explicó la sucesión fue Clements (1916), quien propuso que las unidades o formaciones monoclímax, tienen un comportamiento similar al de un organismo y como tal, colonizan, crecen, maduran y mueren; además definió la sucesión como las etapas de desarrollo que debe atravesar una formación vegetal para alcanzar el climax, el cual debería tener la capacidad para autoreproducirse; aunque tuvo asiduos opositores, las teorías de

Clements fueron ampliamente aceptadas en sus inicios, y hoy en día son usadas como punto de partida para discutir los estudios ecológicos.

Sin embargo, Henry Gleason, debatió los supuestos de Clements y planteó que la comunidad vegetal puede tener cambios que quizás sean predecibles en el tiempo, pero no de forma "holística", sino que las especies respondían de forma individual y aleatoria; producto de los patrones de distribución de cada especie y la comunidad es simplemente resultado de la convergencia de distintas poblaciones con distribución común (Gleason 1926).

La teoría de la sucesión poli-clímax sostiene que muchos tipos diferentes de vegetación como comunidades clímax pueden ser reconocidos en un área dada (Tansley 1935). De acuerdo con esta teoría, el clima es uno de los múltiples factores que puede tener influencia sobre la estructura y la estabilidad del clímax. Esto permite muchos climax en una región, por lo tanto, se llama la teoría del poly-climax. Para Tansley (1935), el clímax no se determina sólo por el clima, sino también por la combinación de otros factores tales como la topografía, los nutrientes y la humedad del suelo, la acción del fuego y animales.

Por su parte, Whittaker (1953) enfatizó que una comunidad está adaptada a todo el patrón de factores ambientales en los que existe; los principales factores son: la estructura genética de cada especie, el clima, el suelo, los factores bióticos (actividad de los animales), el fuego y el viento, la disponibilidad de especies vegetales y animales y las posibilidades de dispersión. Según esta teoría, las comunidades clímax son patrones de poblaciones que varían según el ambiente total. Por lo tanto, no hay un número discreto de comunidades climax, ya que son el resultado de la interacción de factores variables (Whittaker 1953).

Drury y Nisbet (1973), revisaron la evidencia de campo para la florística de relevo y los modelos florísticos iniciales de sucesión y concluyeron que muchas especies de etapas sucesionales posteriores están presentes en forma discreta en etapas tempranas y consideraron la sucesión como un proceso en el cual las plantas se clasifican a lo largo de un gradiente de recursos ya que cada especie tiene un único óptimo (de recursos) para el crecimiento o la reproducción y porque las disponibilidades de recursos cambian a través del tiempo (por ejemplo, la luz disminuye y la mayoría de los nutrientes cambian), por lo tanto se produce la sustitución de especies.

Seguidamente, Horn (1974), utilizó un diseño sencillo para modelar la transición de especies desde estadios sucesionales tempranos hasta avanzados, se denominó también como el remplazo árbol por árbol, que permite predecir los cambios que se pueden dar en la comunidad arbórea con base en la probabilidad que tiene un individuo de ser remplazado por otro de la misma o de diferente especie en un intervalo de tiempo determinado, independientemente de la composición inicial de especies, la comunidad alcanza estabilidad.

Posteriormente, Connell y Slatyer (1977), propusieron tres modelos sucesionales que pueden determinar su trayectoria, empezando por la facilitación, en donde especies pioneras modifican el ambiente haciéndolo más favorable para otras especies, luego viene la tolerancia, sugiere que una secuencia predecible es producida por la existencia de especies que han desarrollado diferentes estrategias para explotar los recursos, así pueden invadir y crecer hasta la madurez en presencia de especies que las precedieron. Finalmente, la inhibición propone que los primeros ocupantes mantienen su espacio y continuarán excluyendo o inhibiendo colonos posteriores hasta que los primeros mueran o resulten dañados, liberando recursos, sólo entonces los colonos posteriores pueden llegar a la madurez (Begon et al. 2006).

Sin embargo, los modelos de Connell y Slatyer fueron refutados años más tarde por Pickett et al. (1987), cuestionando el vacío que hay respecto a una teoría general y unificada sobre la sucesión ecológica, lo cual obstaculiza lograr un mayor conocimiento del proceso y provoca el diseño de modelos inadecuados, por lo que no deben ser considerados como hipótesis a probar.

Adicionalmente, Noble y Slatyer (1980) Intentaron definir los llamados "atributos vitales" de las especies, los cuales predecirían el desempeño de las mismas durante la sucesión. Se basaron en el método de llegada o persistencia después de la alteración, la capacidad de prosperar en una comunidad existente y luego crecer hasta la madurez y por último, el tiempo necesario para alcanzar etapas críticas en el ciclo de vida de la especie.

En los últimos años, un número creciente de estudios han revisado la regeneración de los bosques y los procesos sucesionales sobre el tiempo, combinando cronosecuencia y enfoques dinámicos (Chazdon et al. 2007; Lebrija et al. 2010; Mora et al. 2015; Rozendaal y Chazdon, 2015). Estos estudios han demostrado repetidamente que incluso los campos abandonados cercanos con la misma edad de barbecho, tipo de suelo y las condiciones climáticas; no necesariamente siguen una ruta única y previsible hacia el estado forestal anterior, sino por el contrario pueden seguir una vía sucesional múltiple. Una fracción grande de tal "variación inexplicada" puede resultar de un estudio limitado de diseños más que de estocasticidad natural (Norden et al. 2011).

Según Arroyo et al. 2015, en los paisajes tropicales la sucesión secundaria es un "fenómeno multifactorial afectado por numerosas fuerzas operando en escalas espacio-temporales múltiples". También propone que la sucesión debe examinarse mediante modelos explicativos más exhaustivos, dando Información sobre las fuerzas que afectan no sólo la presencia sino también la persistencia de especies y grupos ecológicos, particularmente de aquellos taxones que se espera que sean eliminados de los paisajes tropicales modificados por el hombre.

### 3.5. Restauración ecológica

La restauración ecológica busca apoyar la regeneración natural, para recobrar cualquiera de los atributos de los ecosistemas, desde un servicio ambiental (función) o si es posible los equivalentes al ecosistema predisturbio (SER 2004). En pocas palabras se define como: “el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido”(SER 2004).

Sin embargo, es importante resaltar que la restauración no siempre puede llevar el ecosistema a un estado “clímax”. No obstante, en muchos casos apoya la regulación de procesos ecosistémicos, el restablecimiento de la estructura y función, el control de las dinámicas a través del tiempo y el intercambio equilibrado de materia y energía con el paisaje circundante (Harris et al. 2006; Rozendaal y Chazdon 2015).

La restauración ecológica interviene en el proceso sucesional, para acelerarlo hasta un punto en donde el ecosistema recupere su estructura y función. Es decir, donde la estructura del ecosistema, la entrada y salida de nutrientes, pueda balancearse para controlar las dinámicas propias del sistema, incluido el régimen natural de disturbios (Ehrenfeld y Toth 1997; Arroyo et al. 2015).

Por otra parte, la **ecología de la restauración** proporciona conceptos claros, modelos y metodologías que apoyan la práctica de la restauración (SER 2004). Los ecólogos de la restauración pueden avanzar la teoría ecológica usando sitios de proyectos de restauración como zonas experimentales (SER 2004). La ecología de la restauración es un área de la ciencia que implica un proceso de análisis y una metodología definida (Aronson y Falk 2007).

Las investigaciones aplicadas y fundamentales en restauración ecológica, nacen de principios y conceptos ecológicos establecidos que son resumidos por (Young et al. 2005; Armesto et al. 2007; Vargas y Mora 2007; Suding 2011). Según Young et al. 2005, hay un conjunto de conceptos ecológicos establecidos que generalmente son entendidos por los profesionales de la restauración, algunos de ellos (Competencia, nicho, sucesión, limitación del reclutamiento, facilitación, mutualismo, herbivoría, disturbio, biogeografía de islas, función de ecosistemas, ecotipos y diversidad genética) están arraigados en la base de conocimientos de los restauradores.

### 3.6. Escarificación del suelo y estudios relacionados

La escarificación del suelo consiste en la remoción de los horizontes superficiales, dejando el suelo expuesto a una profundidad de 10 a 36 cm (Ozawa et al. 2001; Resco de Dios et al. 2005; Reyes et al. 2014), con el objetivo de controlar o

eliminar la competencia y favorecer el establecimiento de las especies forestales deseadas (Dassot y Collet 2015; Soto et al. 2015). La escarificación del suelo es una de las prácticas que puede ser utilizada para facilitar la regeneración de especies arbóreas deseadas (Parrott et al. 2013), en general especies pioneras y demandantes de luz (Grigoriadis et al. 2014; Soto et al. 2015). Aunque esta práctica contempla la remoción del horizonte orgánico y alteración de las propiedades químicas (Zaczek 2002; Johansson et al. 2013), favorece el establecimiento de especies pioneras que tienen características autoecológicas para responder y desarrollarse bien en ese tipo de sustratos (Mattsson y Bergsten 2003; Resco de Dios et al. 2005; Prévosto et al. 2015).

Las plántulas que se establecen luego de la escarificación demuestran mejor crecimiento y sobrevivencia que plántulas en bosques donde no ha sido aplicada la escarificación (Donoso 2006; Gauthier et al. 2016). Al realizar la escarificación, el mantillo es desplazado o mezclado con el suelo mineral, facilitando el acceso de semillas al suelo en un mejor ambiente para la germinación y posterior desarrollo (Zaczek 2002; Jäärats et al. 2012). Esto se ha demostrado principalmente en bosques boreales que poseen un grueso mantillo (Dassot y Collet 2015), debido a las lentas tasas de descomposición en estos climas, pero también en pequeños experimentos en bosques de la Cordillera de Los Andes (Donoso et al. 2006; Reyes et al. 2014).

Las investigaciones se han concentrado en observar el comportamiento de la regeneración natural posterior al escarificado (Resco de Dios et al. 2005; Johansson et al. 2013; Gauthier et al. 2016). Los resultados evidencian aumento en la supervivencia y la densidad de la regeneración en áreas escarificadas con respecto a las áreas no intervenidas en bosques (Zaczek 2002; Parrott et al. 2013). Equivalentemente, la mayor parte de las especies que se establecen después de la escarificación son intolerantes a la sombra (Grigoriadis et al. 2014; Soto et al. 2015), por lo tanto, la cantidad de luz incidente juega un rol importante en el desarrollo de la regeneración (Gauthier et al. 2016).

En bosques de Chile, la escarificación se utiliza para eliminar *Chusquea* spp, una gramínea que coloniza áreas donde se forman aberturas (Reyes et al. 2014), de forma similar sucede en bosques Japoneses con la bambúcea, *Sasa kurilensis* Makino et Shibata, que impide casi en su totalidad el establecimiento y desarrollo de otras especies (Resco de Dios et al. 2005; Aoyama et al. 2011).

Respecto al suelo, la disminución de la oferta nutritiva y la pérdida de nutrientes pueden ser las desventajas más grandes (Hope 2007; Rappe et al. 2017), el aumento del contenido volumétrico de agua (Piirainen et al. 2007; Aoyama et al. 2011). Sin embargo, tal variación depende de la cantidad de precipitación en la zona, en áreas con promedios altos de precipitación puede haber pérdida de elementos nutritivos a través de lixiviación (Palviainen et al. 2005; Drössler et al. 2017).

Por otro lado, la escarificación con maquinaria pesada puede producir compactación del suelo en diversos grados dependiendo del tipo de suelo (Reyes et al. 2014). La magnitud de su efecto en la regeneración dependerá de las características autoecológicas de las especies y del ecosistema (Kozlowski 1999; Soto et al. 2015). En algunos casos, altos valores de compactación (generalmente  $> 2$  MPa, registrados como resistencia a la penetración) producirían un perjuicio en el crecimiento de las plantas (Cheatle 1991; Gebauer y Martinková 2005; Bassett et al. 2005; Soto et al. 2015). Pero también se ha observado buen crecimiento de plantas en suelos compactados (Miller et al. 1996; Ares et al. 2005; Fleming et al. 2006; Alameda y Villar 2009; Heitor et al. 2016)

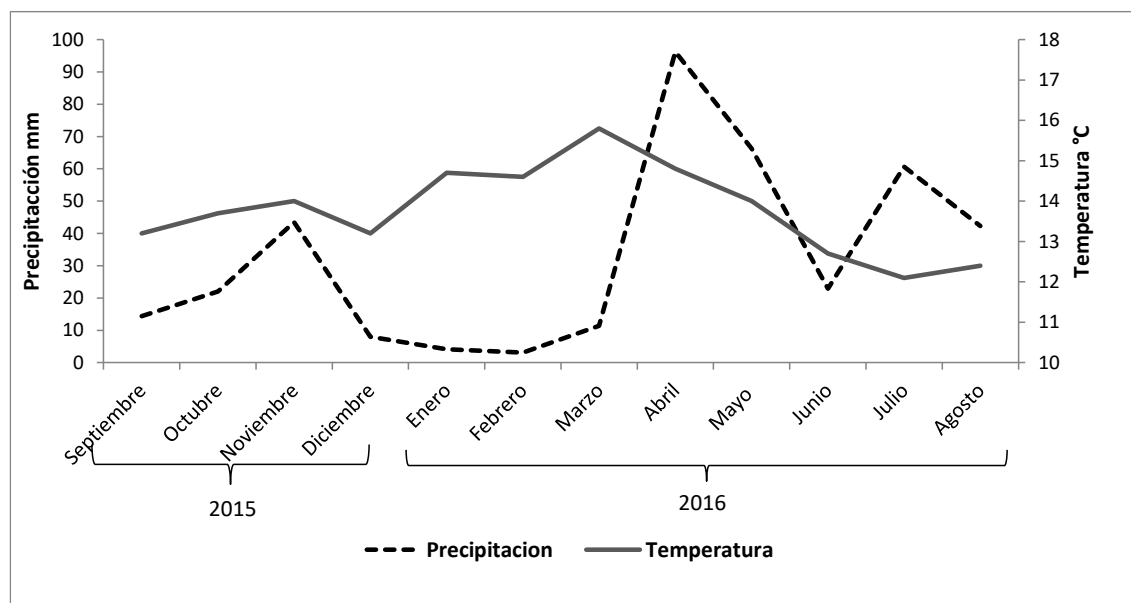
En vista de esto, Ampoorter et al. 2011, hace un meta-análisis de los efectos globales de la compactación, evidenciando que son en general insignificantes y varían fuertemente entre tipos de suelos y especies. Sin embargo, debe tenerse en cuenta la textura del suelo (texturas gruesas o texturas finas) ya que pueden generar o no limitantes a las plántulas (Ampoorter et al. 2011).

## 4. METODOS

### 4.1. Área de estudio

El estudio fue realizado durante un año en los meses comprendidos entre Septiembre de 2015 y Agosto de 2016 en la microcuenca del río La Vega, localizada en el departamento de Boyacá (Figura 1), en la cordillera oriental Colombiana, entre el municipio de Motavita y la ciudad de Tunja. Con una altitud de 2737 m.s.n.m, en las coordenadas 5° 36' 36" N-73° 26' 24" O.

La ciudad de Tunja presenta una temperatura media anual de 13,2 °C, la humedad relativa es de 80 % y la precipitación media anual de 702,9 mm, con un régimen bimodal que presenta picos de precipitación en los meses de abril-mayo y de octubre-noviembre (Centro de Información Meteorológica, UPTC). Estas características ubican a la zona de estudio como una zona de vida bosque seco montano bajo (bs-MB) (Holdridge 1987), según la clasificación Caldas-Lang que utiliza temperatura y precipitaciones promedio anuales, el área estaría clasificada como semiárida. Durante el año de estudio, septiembre 2015 y agosto 2016 la precipitación fue de 423.9 mm (Centro de Información Meteorológica, UPTC) (Figura 1).



**Figura 1. Diagrama ombrotérmico para la ciudad de Tunja- Boyacá durante el periodo septiembre 2015- agosto 2016.**

El principal afluente de esta microcuenca es el río La Vega, que nace en la parte norte del municipio de Motavita, 3250 m.s.n.m, vereda el frutillal con el nombre de Quebrada Honda hasta los límites de Sora. Se une a la Quebrada Puertas y Quebrada Salitre para formar un solo cauce que es donde toma el nombre de Farfacá (a la altura de la escuela El Chuscal en Sora) hasta los límites de Tunja. Este río se une a la Quebrada Piedra Gorda (en las Juntas en sora) de ahí hasta su desembocadura recibe el nombre de río La Vega (2770 m.s.n.m.)(Acero y Cortés 2014).

La región presenta dos grandes paisajes; un paisaje de laderas de montaña con algunas pendientes fuertes y un paisaje de montaña que incluye áreas de depresión o de pie de vertientes de pendientes suaves. El relieve de la zona es muy variado y comprende desde estrechos valles, vertientes onduladas a quebradas con algunas vertientes escarpadas con afloramientos rocosos, con vegetación de porte bajo. En gran parte de la zona se presentan lutitas y areniscas. Existen áreas fuertemente quebradas y escarpadas, con frecuentes afloramientos rocosos, en estas áreas el empobrecimiento de la cubierta vegetal, facilitó la acción de las condiciones climáticas y topográficas sobre los suelos hasta su desaparición, se evidencia pérdida de capa arable, debido a las pendientes y al mal uso dado al suelo. En general la vegetación es medianamente diversa y pobre en su fisionomía y estructura, siendo esta típica de la zona Andina seca, constituida principalmente por matorrales de tipo arbusto, pastizales o vegetación herbácea ubicada en la vereda Tras del Alto, La Esperanza y Porvenir (POT Tunja 2013).

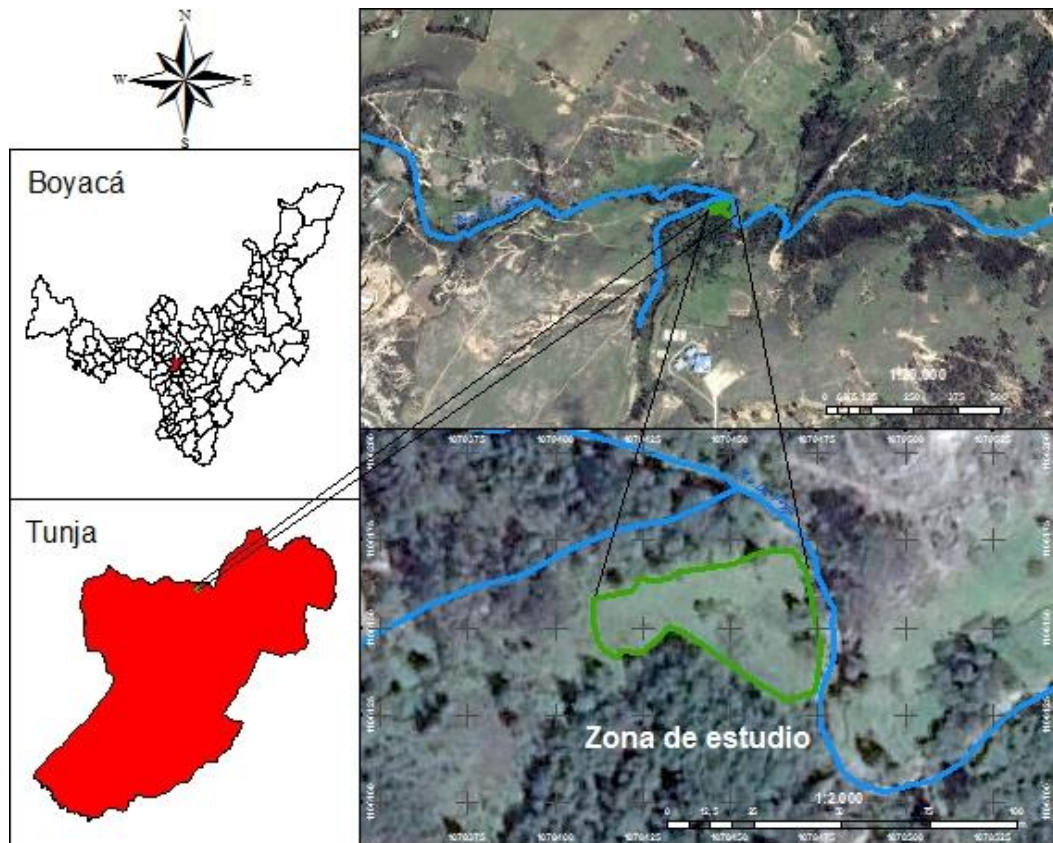
En la microcuenca se distinguen tipos de vegetación de origen antrópico como: Pastizal de *Cenchrus clandestinus* y bosques de *Eucaliptus globulus*, se pueden diferenciar cuatro tipos de coberturas: matorral bajo, pastizal, plantaciones de especies forestales exóticas y vegetación de ribera. Según, Acero y Cortés 2014, la microcuenca está constituida por 136 especies de plantas vasculares, de las cuales destaca 16 con atributos vitales de potencial utilidad para la restauración ecológica, especies como: *Croton purdiei*, *Duranta mutisii* y *Xylosma spiculifera*, de hábito arbóreo, y *Verbesina centroboyacana* y *Dodonaea viscosa*, de hábito arbustivo. Acero y Cortés 2014, registran además diez especies con síndrome de dispersión ornitócora.

Las coberturas adyacentes al sitio de estudio corresponden en primer lugar a un parche de vegetación con matorrales mixtos, en donde hay presencia de especies nativas de diferente porte: *Croton purdei*, *Xylosma spiculifera*, *Hesperomeles goudotiana*, *Baccharis macrantha*, *Miconia squamulosa*, *Myrsine guianensis* y *Lupinus bogotensis*. En esta área domina ampliamente el bejuco coloradito *Muehlenbeckia tamnifolia*. El siguiente tipo de cobertura predominante es una plantación de especies forestales invasoras (Acacia negra y Eucalipto), también una pequeña población de Alisos (*Alnus acuminata*). Por su parte el pastizal



donde fueron ubicadas las perchas artificiales, presenta escasos arbustos dentro de la matriz de pastizal, principalmente anemócoras (*Dodonaea viscosa* y *Baccharis macrantha*), sin embargo abunda en mayor medida núcleos de retamo liso (*Genista monnspesulana*).

El área seleccionada para el estudio corresponde a un pastizal ribereño que tuvo actividad pecuaria, con un periodo de abandono aproximado de 10 años, lo cual ha favorecido la expansión de especies invasoras como el retamo liso, kikuyo y Acacias. Adicionalmente se tiene el registro de inundación del área ribereña en el año 2011.



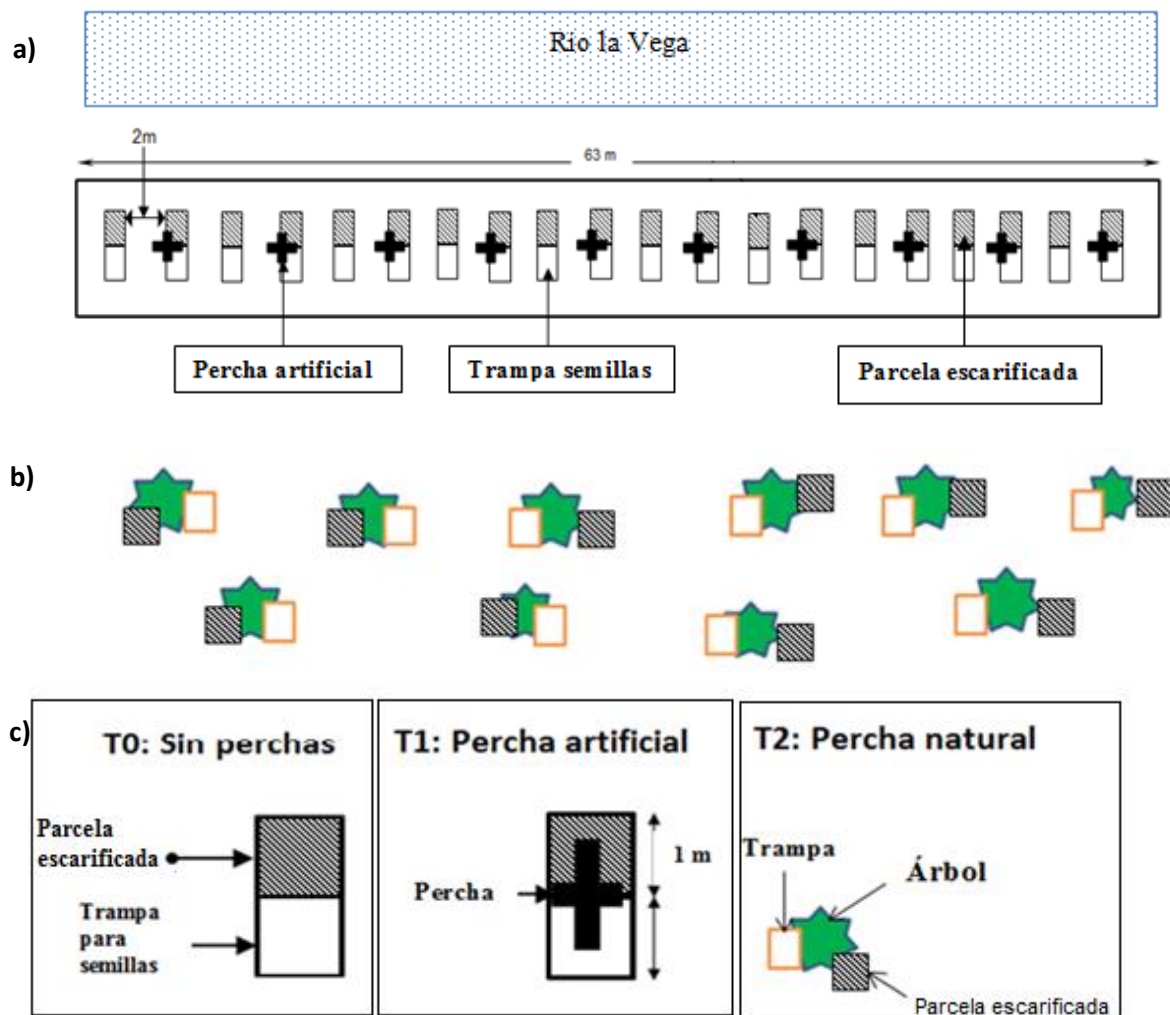
**Figura 2.** Localización del área de estudio: imagen satelital de la microcuenca del río La Vega (Google Earth, 2015). Escala 1:20000 y 1:2000.

## 4.2. Diseño Experimental

Para evaluar la eficacia de las perchas artificiales fue elaborado un diseño para contrastar la homogeneidad de variables cuantitativas mediante tres tratamientos (Tabla 1), los tratamientos 0 y 1 fueron ubicados en el area de pastizal ribereño de forma intercalada entre cada repetición. Para el tratamiento 2 se escogieron al azar 10 arboles en los parches cercanos al pastizal de ribera (Figura 3). Este diseño fue propuesto y modificado en base a trabajos previos de: Holl 1998, Vicente et al. 2010 Pillatt et al. 2010; Graham y Page 2012; Dias et al. 2014.

**Tabla 1. Descripción de los tratamientos implementados**

<b>Tratamiento</b>	<b>Descripción</b>
<b>Control (T0): Sin percha</b>	Diez colectores de semillas y diez parcelas escarificadas.
<b>Tratamiento 1: Percha artificial.</b>	Diez perchas artificiales de vara cruzada y debajo de cada una un colector de semillas y una parcela escarificada (Figura 2).
<b>Tratamiento 2: Perchas naturales</b>	Diez arboles con colector de semillas y parcela escarificada (Figura 2).



**Figura 3.** Esquema representativo del montaje experimental.

- a) Ubicación de las trampas para semillas, parcelas escarificadas, perchas artificiales y trampas para semillas.
- b) Tratamiento con perchas naturales, trampa para semillas y parcela escarificada.
- c) Vista superior de cada tratamiento; parcelas escarificadas, perchas artificiales, trampa para semillas, árboles o perchas naturales.

#### 4.3. Descripción de los Tratamientos

#### 4.3.1. Tratamiento Control (T0)

Para el tratamiento control se elaboraron 10 parcelas de 1m<sup>2</sup> con escarificado, el cual consistió en el levantamiento de la capa de pastizal y herbáceas (Ozawa et al. 2001; Jäärats et al. 2012; Johansson et al. 2013; Reyes et al. 2014), adicionalmente las parcelas fueron aisladas con una zanja de 30 cm de ancho por 30 cm de profundo, para evitar la invasión y reproducción por estolones, rizomas, retoños y semillas, de plantas circundantes al interior de la parcela. Previo al escarificado se elaboró un registro de las especies presentes en las parcelas. Al lado opuesto de cada parcela fue ubicada una trampa para semillas elaborada con plástico de polietileno en forma piramidal, soportado por una estructura de material de PVC (tubos y accesorios), con medidas de 60 X 60 cm, para un área de 3600 cm<sup>2</sup>, y con una altura de 60 cm al suelo (Figura 4) (Gorchov et al. 1993; Graham y Page 2012; Dias et al. 2014). En la parte inferior de cada trampa se colocó un vaso de plástico, con orificios laterales como sistema de drenaje, el diseño de las trampas fue tomado y modificado de: Gorchov et al. 1993; Dias et al. 2014; Elgar et al. 2014.



**Figura 4.** Tratamiento control. **A)** Trampa para semillas; **B)** Parcela escarificada.

#### 4.3.2. Tratamiento con Perchas Artificiales (T1)

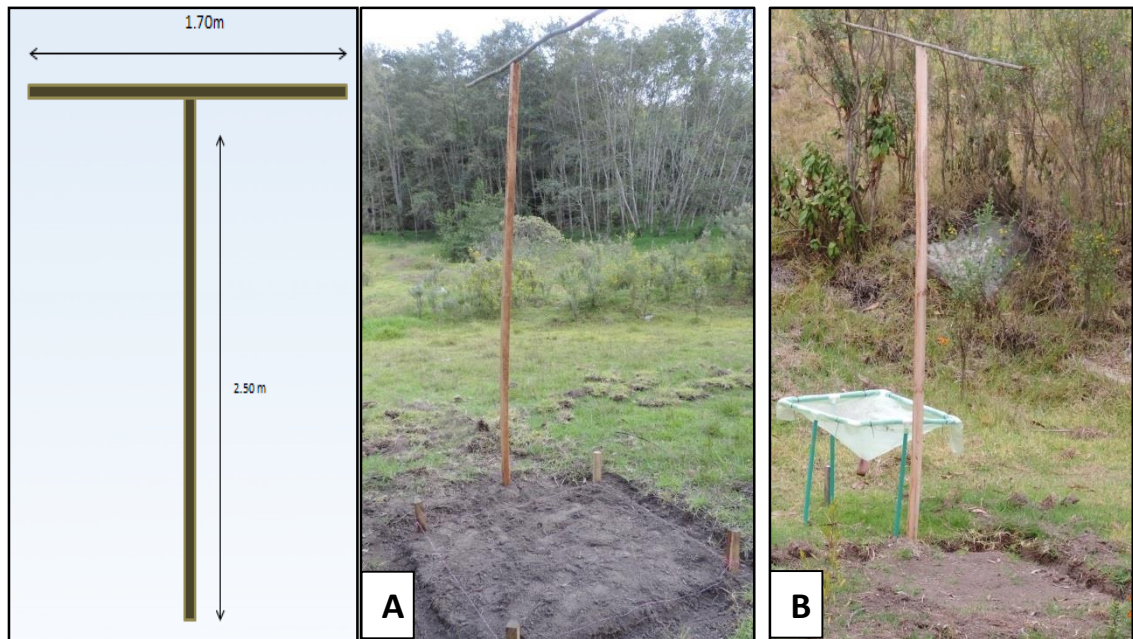
Fueron elaboradas 10 perchas artificiales para el tratamiento 1, cada percha artificial midió 2.5 m de alto, esta altura fue escogida basado en el trabajo de Velasco & Vargas (2005), en donde la altura de las perchas fue de hasta 1.60 m en un bosque alto andino y el estudio de Dias et al. (2014) en donde propone una altura de dos metros para perchas de vara cruzada en pastizales (Tomazi et al. 2010).

Las perchas fueron elaboradas en madera con grosor de 4cm x 4cm y una vara cruzada al extremo final con una longitud de 1.70 m y 3cm de grosor, el diámetro



de la vara cruzada se determinó teniendo en cuenta lo dicho por Pillatt et al. (2010), los cuales recomiendan estos diámetros para que las deyecciones de las aves no queden en la percha sino que caigan por debajo de la misma.

Las perchas de vara cruzada fueron elegidas dentro de los diferentes tipos, debido a su efectividad, economía y confiabilidad para recoger la lluvia de semillas en su parte inferior, siendo estas utilizadas y recomendadas por autores como Holl (1998), Pillatt et al. (2010); Graham y Page (2012); Dias et al. (2014); Athiê y Dias (2016) (Figura 5). Debajo de cada percha artificial se ubicó una trampa para semillas y una parcela de 1m<sup>2</sup> a la cual le fue levantada la capa de pastizal y herbáceas (escarificado).

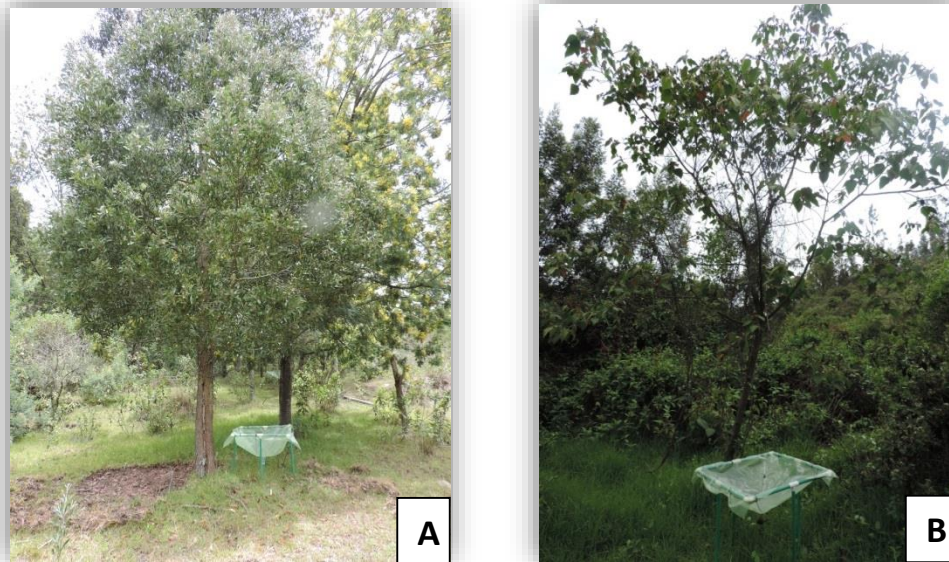


**Figura 5.** Tratamiento con percha artificial. **A)** Percha artificial de vara cruzada con parcela escarificada. **B)** Percha artificial, trampa para semillas y parcela escarificada.

Las perchas artificiales fueron distribuidas a un costado del río La Vega, en el área riparia previamente seleccionada. Dichas perchas fueron separadas entre sí por una distancia de 5 metros, como en el estudio de Tomazi et al. 2010, llevado a cabo en una zona ribereña. En el área entre cada percha fue ubicado el tratamiento control (T0), que consistió en una trampa para semillas sin percha (Figura 2) (Tomazi et al. 2010).

#### 4.3.3. Tratamiento perchas naturales (T2)

Las diez perchas naturales correspondieron a árboles y arbustos escogidos al azar dentro de dos parches de vegetación cercanos, de la siguiente manera: cuatro árboles de *Acacia decurrens*, tres de *Alnus acuminata* y tres de *Croton purdiei*. Este tratamiento fue propuesto con base a los estudios de Zwiener 2006; Ferreira y de Melo 2016, en donde evalúan árboles vivos como perchas naturales vs perchas artificiales, en ese caso toman árboles incluso si no eran productores de frutos o recursos para las aves. De igual forma que en los tratamientos previos, cada árbol contó con una parcela escarificada de 1m<sup>2</sup> y su respectiva trampa para semillas (Figura 6).



**Figura 6.** Percha natural con parcela escarificada y trampa para semillas. A) Árbol de *Acacia melanoxylon*. B) Árbol de *Croton purdiei*

#### 4.4. TOMA DE DATOS DE AVES Y SEMILLAS

##### 4.4.1. Identificación de aves

La identificación de aves se realizó mediante observaciones directas por el método de avistamiento por punto fijo, el cual consistió en registrar los individuos en los diferentes hábitats o coberturas de vegetación aledaña (Ralph et al. 1996; Villarreal et al. 2004), utilizando binoculares Bushnell 10 x 50 y cámara digital

Nikon P520, de manera que cuando un ave era observada, se determinaba con ayuda de la guía de campo especializada (Hilty y Brown 1986). Se registró la localidad, coordenadas, altitud, fecha, hora y determinación taxonómica mínima (Villarreal et al. 2004). Adicionalmente se hicieron grabaciones de cantos con una grabadora Sony ICDPX333.CE7, como medida de refuerzo para identificar las especies cuya observación estuviera restringida (Budney y Grotke 1997). Los registros se realizaron cuatro días al mes durante el año de estudio, las observaciones se hicieron desde las 06:00 hasta las 11:00 y de las 15:00 -17:00.

#### **4.4.2. Captura de aves para obtención de fecas**

Se abrieron tres redes de niebla (12m x 2.6m con ojo de malla de 30 mm) y una red de niebla (6 mx 2.6m con ojo de malla de 30 mm) en un período comprendido entre las 6:00 a.m. y las 10:00 a.m. y las 4:00 y 6:00 p.m. Durante tres días al mes para el año de estudio (Villarreal et al. 2004). Para un esfuerzo de muestreo total de 756 horas-red.

Las redes fueron revisadas cada 20 minutos para prevenir muertes, lesiones o depredación (Villarreal et al. 2004). Una vez liberada de la red el ave se introdujo por espacio de 20 a 30 minutos en una bolsa de tela de algodón para obtener sus fecas (Gorchov et al. 1993), ya que las semillas son defecadas en 30 minutos y regurgitadas en 15 minutos en la mayoría de los casos (Levey et al. 1994). Los individuos capturados fueron fotografiados y seguidamente liberados.

Las muestras fecales se colectaron pasándolas de la bolsa de tela a una bolsa ziploc, rotulada con el lugar, fecha, hora, especie y número del individuo. En el laboratorio, cada muestra fecal fue puesta en una caja de Petri y lavada con agua destilada, separando las semillas de los restos vegetales y animales. Las semillas encontradas para cada muestra se clasificaron en morfo tipos y fueron identificadas mediante comparación con frutos del área de estudio y con una colección de referencia de los trabajos realizados sobre dispersión de semillas en áreas de bosque alto andino de (Zuluaga et al. 2005; Acosta 2005; Alarcón y Parada 2009; Rosero 2010).

#### **4.4.3. Colecta de muestras depositadas en las trampas para semillas**

El contenido de las trampas fue recogido cada 20 días durante el año de estudio, lo cual generó un total de 20 muestreos, el contenido de cada trampa fue vaciado en un bolsa ziploc previamente marcada y separada por tratamiento y numero de trampa para su posterior análisis. Una vez en el laboratorio cada bolsa fue vaciada en una bandeja para separar el material más grande (hojarasca y ramas) y

proceder a la búsqueda de semillas, las semillas fueron identificadas con ayuda del estereoscopio y mediante la comparación con la colección de semillas de referencia (colecta de frutos maduros de las especies vegetales presentes en el área de estudio) (Gorchov et al. 1993). Además fueron utilizadas las colecciones consignadas en los trabajos sobre dispersión de semillas en áreas de bosque alto andino de Zuluaga et al. 2005; Acosta 2005; Alarcón y Parada 2009; Rosero 2010.

#### 4.4.4. Toma de datos para reclutamiento de plántulas

Se realizó un pre-muestreo a las 30 parcelas de 1 m<sup>2</sup> del experimento, en las cuales se censo la vegetación presente antes del escarificado. Se tomaron datos de frecuencia y cobertura utilizando un cuadrante de 1 m<sup>2</sup>, dividido en 9 cuadros de 33.3 cm por cada lado para la frecuencia y en cuadrículas de 10 x 10 cm para la medición de la cobertura (Figura 7) (Mueller y Ellenberg 1974; Ramirez 2006), además se midió la altura de las plantas presentes. Para la identificación de especies presentes en las parcelas se contó con la ayuda de especialistas del herbario UPTC y los trabajos de: Hernández et al. 2014; Gutiérrez et al. 2015.



**Figura 7.** Cuadrante de 1 m<sup>2</sup> para medición de frecuencia y cobertura (Braun-Blanquet 1979; Rangel y Velázquez 1997; Ramirez 2006).

Luego del escarificado se realizaron 4 muestreos, uno cada tres meses, se registró las especies que iban apareciendo, frecuencia, cobertura y altura promedio de cada una de las especies encontradas en las parcelas de 1m<sup>2</sup>, la



medición de estas variables se hizo utilizando el cuadrante de 1m<sup>2</sup> (Ramirez 2006; Braun-Blanquet 1979). Los datos se registraron en formatos de campo diseñados previamente.

Para calcular la cobertura de las especies herbáceas se utilizó la fórmula de Ramírez, 2006 así:

$$\text{Cobertura especie } i = \frac{\sum \text{cobertura especie } i}{\text{Total de cuadrantes}}$$

Donde, Cobertura especie i: Número de cuadros en los que se encontraba cada especie en cada sub parcela, en este caso, como el cuadrante de 1 m<sup>2</sup> se dividió en 100 unidades, cada unidad o cuadro representó el 1%. Total de cuadrantes: Número de cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> censados.

Para mejorar el tratamiento estadístico de los datos se utilizó la escala de coberturas propuesta por Ramirez 2006, la cual posee siete rangos y aproxima el valor al rango en que dicha cobertura cae (Tabla 2).

Tabla 2. Rangos de cobertura y equivalente en cobertura media (Ramirez 2006).

Código	Cobertura (%)	Cobertura Media (%)
1	≤ 1	0,5
2	> 1-5	3
3	> 5 -15	10
4	> 15 - 25	20
5	> 25 – 50	37,5
6	> 50 – 75	62,5
7	> 75 -100	87,5

#### 4.4.5. Precipitación y semillas

Se realizó la recopilación de registros climáticos para los meses de estudio en la estación meteorológica ubicada en la UPTC sede central Tunja, se tomaron los registros de precipitaciones mensuales desde el mes de septiembre de 2015 hasta agosto de 2016, fueron tomados también los registros de semillas encontradas en las trampas de los tratamientos durante los meses ya mencionados. Se aplicó el

índice de correlación de Spearman, entre las variables precipitación y semillas en trampas, esta prueba fue realizada con el programa R Wizard v3.3.1.

## **4.5. ANALISIS DE DATOS**

### **4.5.1. Análisis de datos para aves**

Para conocer la representatividad del muestreo y riqueza de especies, se realizaron análisis mediante el programa EstimateS 9,1 (Colwell 2013). Se realizó una curva de acumulación de especies, en donde los muestreos fueron agrupados por meses de acuerdo con Villareal et al. (1996). Se utilizaron los estimadores no paramétricos Chao 1 y ACE, que tiene en cuenta las abundancias de las especies (Medina et al. 2015).

Para evaluar la importancia de cada especie de ave como agente de dispersión, se calculó un índice de importancia de dispersión (IID) basado en la abundancia relativa de especies capturadas (B) y el porcentaje de muestras fecales con semillas obtenido de cada especie de ave (S). Las muestras con al menos una semilla se contaron como un evento, las muestras con dos especies de semillas se contaron como dos, y así sucesivamente. El  $IID = (S * B)/1000$ ; el índice oscila entre 0 y 10. El cero representa ninguna semilla encontrada en las fecas y 10 representaría una única especie de ave que dispersa todas las semillas (100% de abundancia relativa), este índice fue tomado y adaptado con base en los estudios de: Galindo et al. 2000; Spotswood et al. 2012; Aguilar et al. 2014; Purificação et al. 2014.

### **4.5.2. Análisis de datos para las muestras en trampas de los tratamientos.**

Se realizó una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk debido a que el tamaño de la muestra es inferior a 50, esta prueba demostró que los datos no presentaron una distribución normal, ya que el *p-valor* fue mayor a  $\alpha = 0.05$ . Por consiguiente se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para comparar las diferencias entre tratamientos. Seguidamente se realizó una prueba de U Mann-Whitney para identificar las diferencias por pares entre los tratamientos. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa R Wizard versión 2.3.

#### **4.5.3. Análisis de datos para cobertura e índices de diversidad.**

Debido a que los datos de cobertura registrados no presentaron una distribución normal, se procedió a realizar el equivalente no paramétrico de la ANOVA de medidas repetidas, la ANOVA de Friedman para comparar diferencias en la cobertura a través de los muestreos realizados en el tiempo.

Para determinar las especies incorporadas a la sucesión, se utilizó la riqueza específica y así cuantificar el número de especies por tratamientos, seguidamente se aplicó una ANOVA de Friedman para ver diferencias significativas de las parcelas en el tiempo y Test de Kruskal-Wallis para ver diferencias entre tratamientos.

Fueron aplicados el índice de Shannon para diversidad y el índice de Berger-Parker para medir la dominancia de especies en las parcelas. El índice de Shannon fue analizado tomando de referencia a Ramírez (1999).

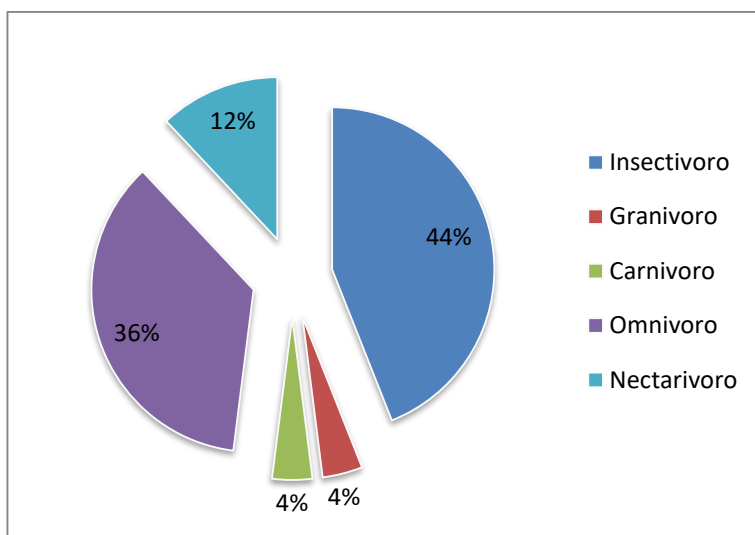
A los índices les fueron aplicados ANOVA de Friedman y Test de K-Wallis, para ver diferencias entre tratamientos. Se realizaron pruebas de Mann-Whitney, para ver entre que tratamientos fueron las diferencias. Finalmente se utilizó un análisis de similitud con base en el coeficiente de Jaccard. Todos los índices de diversidad utilizados fueron obtenidos con el programa PAST 3.15. Las pruebas estadísticas fueron realizadas con el programa R Wizard 2.3.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Avifauna

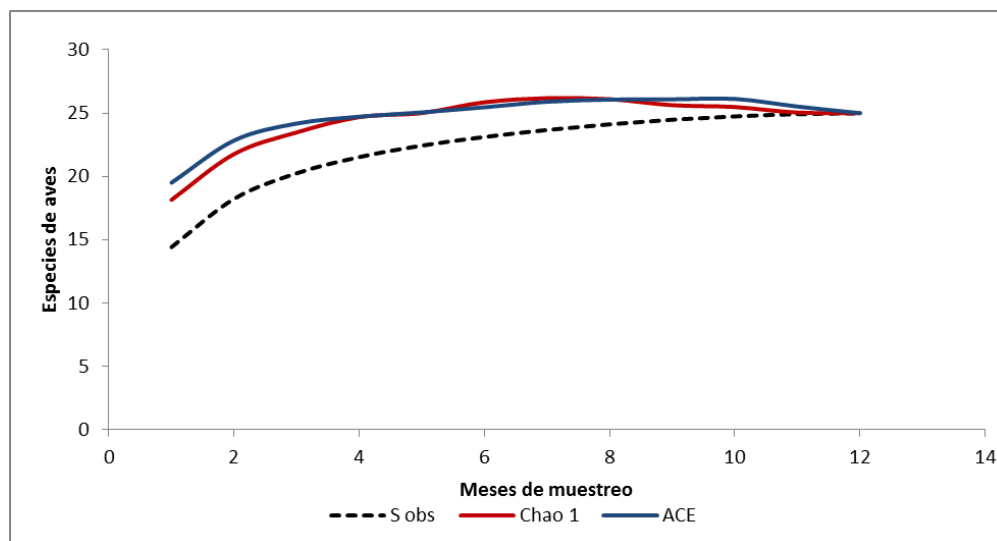
Se registraron un total de 25 especies de aves pertenecientes a 17 familias en 336 horas de observación, la familia de aves más comunes fueron Tyrannidae (4 especies), Cardinalidae (2 especies), Icteridae (2 especies), Trochilidae (3 especies), Accipitridae, Columbidae, Emberizidae, Furnariidae, Parulidae, Picidae, Rhinocryptidae, Thraupidae, Troglodytidae, Turdidae, Vireonidae e Hirundinidae con una especie cada una (Tabla 3). De las 25 especies registradas, se destaca *Synallaxis subpudica* por ser endémico del departamento de Boyacá y Cundinamarca, también se destacaron *Empidonax alnorum*, *Coccyzus americanus* y *Vireo flavoviridis* por ser migratorios boreales, la definición de especies migratorias con base en Naranjo et al. 2012; Hilty et al. 2001.

El Gremio alimentario más común entre las aves registradas en la zona fue el Insectívoro con un 44%, seguido por el Omnívoro en un 36% (Figura 8).



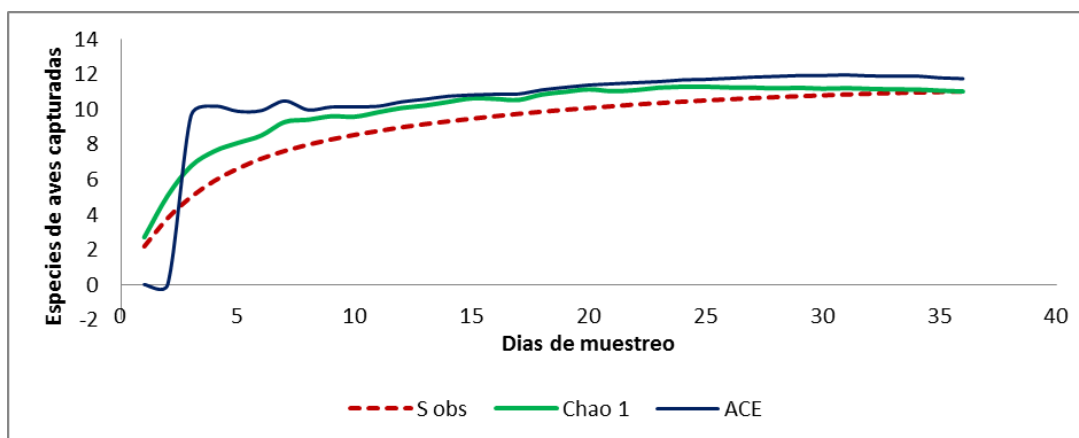
**Figura 8.** Porcentaje de aves registradas en la zona de estudio según su gremio alimentario. Gremios tróficos de acuerdo a McMullan et al. 2011.

Considerando el esfuerzo de muestreo realizado (336 horas de observación) y mediante la curva de acumulación que alcanzó una asíntota, se demuestra que tienden a aparecer más especies según avanza el tiempo de muestreo, (Figura 9) esto debido a la práctica adquirida para identificar las especies, tanto visual como auditiva con el paso del tiempo. En total se registraron 585 observaciones de las 25 especies de aves en la zona de estudio, la diversidad aviaria medida con el índice de Shannon fue de 2,57.



**Figura 9.** Curva de acumulación de especies y esfuerzo de muestreo durante los meses del estudio. Línea punteada, especies observadas. Línea roja, estimador Chao 1; Línea azul, estimador ACE (número de especies estimadas)

Se capturaron un total de 97 individuos pertenecientes a nueve familias (Anexo 2), nueve géneros y once especies (Tabla 3) con un esfuerzo de captura total de 756 horas/red y un éxito de captura de 0,13 individuos / hora red (Figura 10).



**Figura 10.** Curva de acumulación de especies y esfuerzo de muestreo. Línea verde, estimador Chao 1; Línea azul, estimador ACE (número de especies estimadas).

**Tabla 3. Familias y especies de aves registradas en la zona de estudio, Microcuenca del río La Vega- Vereda tras del alto.**

**Tipo de registro: V= visual; A=auditivo; C=capturado en redes**

<b>Familia</b>	<b>Especie</b>	<b>Gremio</b>	<b>Estatus</b>	<b>Tipo de registro</b>
Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, JF, 1788)	Carnivoro	Residente	V
Cardinalidae	<i>Pheucticus aureoventris</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Omnivoro	Residente	C V
	<i>Piranga rubra</i> (Linnaeus, 1758)	Omnivoro	Migratorio	V
Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	Granivoro	Residente	V
Cuculidae	<i>Crotophaga major</i> (Gmelin, JF, 1788)	Insectivoro	Migratorio	V
	<i>Coccyzus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	Omnivoro	Migratorio	V
Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	Omnivoro	Residente	C V
Furnariidae	<i>Synallaxis subpudica</i> (Sclater, PL, 1874)	Insectivoro	Residente	C A
Hirundinidae	<i>Notiochelidon murina</i> (Cassin, 1853)	Insectivoro	Residente	V
Icteridae	<i>Icterus chrysater giraudii</i> (Cassin, 1848)	Omnivoro	Residente	V
	<i>Sturnella magna</i> (Linnaeus, 1758)	Omnivoro	Residente	V
Parulidae	<i>Myiothlypis nigrocrystata</i> (Lafresnaye, 1840)	Insectivoro	Residente	C
Picidae	<i>Colaptes rivolii</i> (Boissonneau, 1840)	Insectivoro	Residente	V
Rhinocryptidae	<i>Scytalopus griseicollis</i> (Lafresnaye, 1840)	Insectivoro	Residente	A
Thraupidae	<i>Diglossa humeralis</i> (Fraser, 1840)	Nectarivoro	Residente	C V
Trochilidae	<i>Lesbia nuna</i> (Lesson, 1832)	Nectarivoro	Residente	C V
	<i>Colibri coruscans</i> (Gould, 1846)	Nectarivoro	Residente	C V
	<i>Adelomyia melanogenis</i>	Nectarivoro	Residente	V
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i> (Vieillot, 1809)	Insectivoro	Residente	C V
Turdidae	<i>Turdus fuscater gigas</i> (Fraser, 1841)	Omnivoro	Residente	V
Tyrannidae	<i>Empidonax alnorum</i> (Brewster, 1895)	Insectivoro	Migratorio	C V
	<i>Mecocerculus leucophrys</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Insectivoro	Residente	C V
	<i>Elaenia frantzii</i> (Lawrence, 1865)	Insectivoro	Residente	V
	<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	Omnivoro	Migratorio	V
Vireonidae	<i>Vireo flavoviridis</i> (Cassin, 1851)	Insectivoro	Migratorio	C V

## 5.2. Aves dispersoras y semillas encontradas en sus fecas.

Mediante la captura de aves y observación de los lugares de percha en el área de estudio fueron identificados tanto las especies de plantas dispersadas como las aves dispersoras, fueron obtenidas un total de 82 fecas para 11 especies de aves, dentro del total de fecas registradas solo 27 tuvieron presencia de semillas (32,92%), las restantes estuvieron dominadas por partes de artrópodos, restos de hojas y ramas, así que fueron descartadas.

Se recolectaron un total de 127 semillas en las fecas, las cuales correspondieron a cuatro especies y cuatro familias de plantas: Verbenaceae, Polygonaceae, Fabaceae y Myricaceae (Tabla 4).

**Tabla 4.** Semillas encontradas en las fecas de las aves en campo. Se muestran las especies de plantas a las que corresponden el total de semillas y el ave en cuyas fecas fueron encontradas, también se muestran fecas totales con semillas por especie de ave (**FTS**).

Familia planta	Semillas por especie	Total de semillas	Especie de ave	FTS
Polygonaceae	Muehlenbeckia tamnifolia	17	Turdus fuscater	2
		7	Vireo flavoviridis	3
		5	Empidonax alnorum	3
		8	Zonotrichia capensis	4
Fabaceae	Acacia melanoxylon	5	Zonotrichia capensis	2
		25	Turdus fuscater	2
Myricaceae	Morella pubescens	19	Turdus fuscater	2
Verbenaceae	Duranta mutisii	41	Pheucticus aureoventris	9
	<b>Total semillas</b>	127	<b>Total fecas</b>	27

### 5.2.1. Índice de importancia de Dispersión

Los registros evidencian a *Turdus fuscater* como la especie que más semillas dispersó, ya que en sus fecas se encontraron: *A. melanoxylon*, *Morella pubescens* y *Muehlenbeckia tamnifolia* (Figura 11). El índice de importancia de dispersión para esta especie fue el más alto con 0,91 y dispersó el 48,02 % de las semillas (Tabla 5).

La segunda especie de mayor importancia fue, *Pheucticus aureoventris*, (Figura 12), debido a su relación con la planta *Duranta mutisii*, comúnmente llamado garbancillo, cuyas semillas fueron encontradas en sus fecas (Tabla 5).

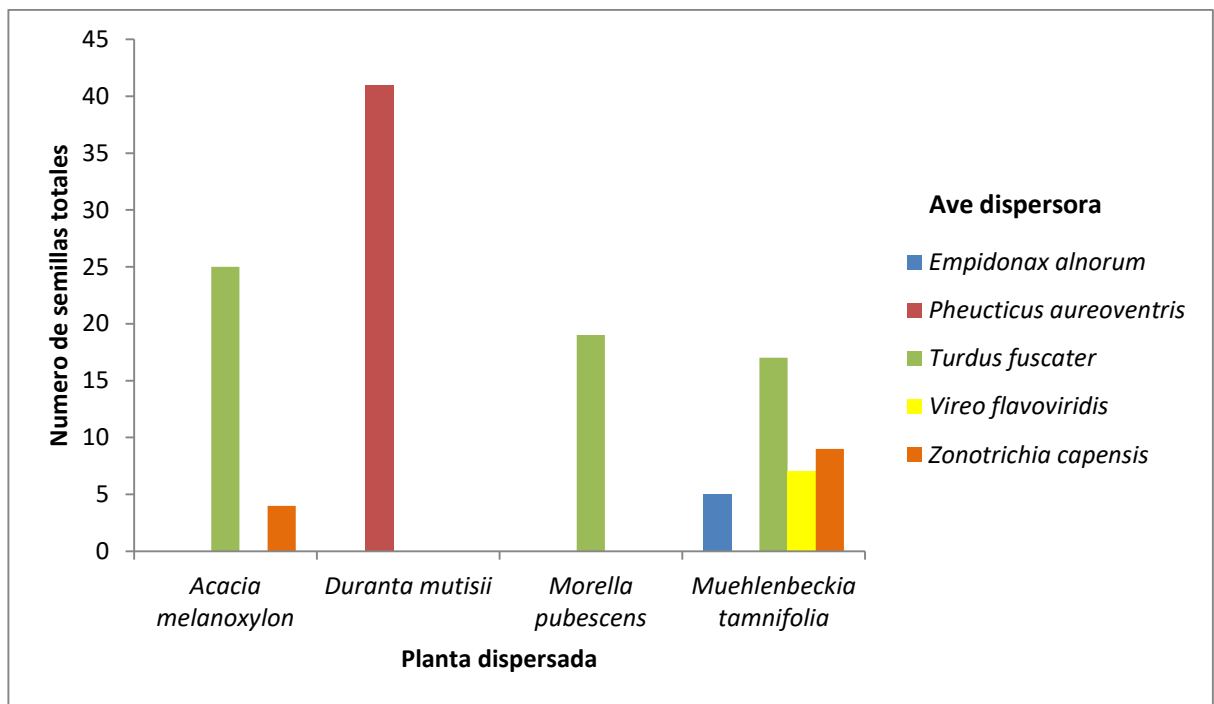
Por su parte, *Zonotrichia capensis* se ubicó como el tercer dispersor más importante (IID=0,36), dispersando *A. melanoxylon* y *M. tamnifolia* (Tabla 5).

También fueron encontradas semillas de *M. tamnifolia* en las fecas de *Empidonax alnorum* y *Vireo flavoviridis*, no obstante, la abundancia de semillas encontradas en sus fecas fue escaso en comparación con los otros dispersores, debido probablemente a su tamaño y gremio (insectívoro) al que pertenecen (Figura 11). El índice de dispersión para estas especies fue el más bajo con 0,06 y 0,03 respectivamente (Tabla 5).

**Tabla 5.** Índice de importancia de dispersión (IID). Especies dispersadas por aves en la microcuenca del río la Vega. Se muestra el porcentaje de semillas en las muestras (n=127)

Especies	Especies de aves					Total
	<i>P. aureoventris</i>	<i>T. fuscater</i>	<i>V. flavoviridis</i>	<i>E. alnorum</i>	<i>Z. capensis</i>	
<i>M. tamnifolia</i>	0	13,38	5,51	3,93	6,29	29,11
<i>Acacia melanoxylon</i>	0	19,68	0	0	3,93	23,61
<i>Morella pubescens</i>	0	14,96	0	0	0	14,96
<i>Duranta mutisii</i>	32,28	0	0	0	0	32,28
Total (%)	32,28	48,02	5,51	3,93	10,22	100
Abundancia de aves	27,03	19	11	8,11	35,14	100
IID (0-10)	0,87	0,91	0,06	0,03	0,36	





**Figura 11.** Numero de semillas por especie encontradas en las fecas de cinco especies de aves durante un año de seguimiento.

Adicionalmente, hay que notar la abundancia de semillas encontradas en las fecas de las aves capturadas, ya que meses como diciembre de 2015 o febrero de 2016 tuvieron escasos registros de aves y semillas (Tabla 6). Posiblemente por ser la época seca, en comparación con meses lluviosos como octubre, en donde los registros de semillas en las fecas de las aves fue mayor (Tabla 6).

**Tabla 6.** Semillas en las fecas de las aves por cada mes de muestreo. Se muestran la cantidad de semillas por especie y la especie de ave dispersora.

Año	Mes	Especie de Ave	Planta dispersada	Semillas
2015	Septiembre	<i>Turdus fuscater</i>	<i>Acacia melanoxylon</i>	12
	Octubre	<i>Empidonax alnorum</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	5
		<i>Turdus fuscater</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	6
		<i>Turdus fuscater</i>	<i>Acacia melanoxylon</i>	5
		<i>Vireo flavoviridis</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	3
		<i>Zonotrichia capensis</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	2
	Noviembre	<i>Pheucticus aureoventris</i>	<i>Duranta mutisii</i>	11
		<i>Turdus fuscater</i>	<i>Morella pubescens</i>	10
		<i>Vireo flavoviridis</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	2

	Diciembre	<i>Pheucticus aureoventris</i>	<i>Duranta mutisii</i>	3
2016	Enero	<i>Pheucticus aureoventris</i>	<i>Duranta mutisii</i>	4
		<i>Turdus fuscater</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	11
	Febrero	<i>Pheucticus aureoventris</i>	<i>Duranta mutisii</i>	3
	Marzo	<i>Zonotrichia capensis</i>	<i>Acacia melanoxylon</i>	2
	Abril	<i>Pheucticus aureoventris</i>	<i>Duranta mutisii</i>	5
		<i>Turdus fuscater</i>	<i>Morella pubescens</i>	9
	Mayo	<i>Pheucticus aureoventris</i>	<i>Duranta mutisii</i>	6
		<i>Turdus fuscater</i>	<i>Acacia melanoxylon</i>	8
		<i>Vireo flavoviridis</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	2
	Junio	<i>Zonotrichia capensis</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	1
Julio	<i>Pheucticus aureoventris</i>	<i>Duranta mutisii</i>	4	
	<i>Zonotrichia capensis</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	3	
Agosto	<i>Pheucticus aureoventris</i>	<i>Duranta mutisii</i>	5	
	<i>Zonotrichia capensis</i>	<i>Acacia melanoxylon</i>	2	
	<i>Zonotrichia capensis</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	3	
Total de semillas				127



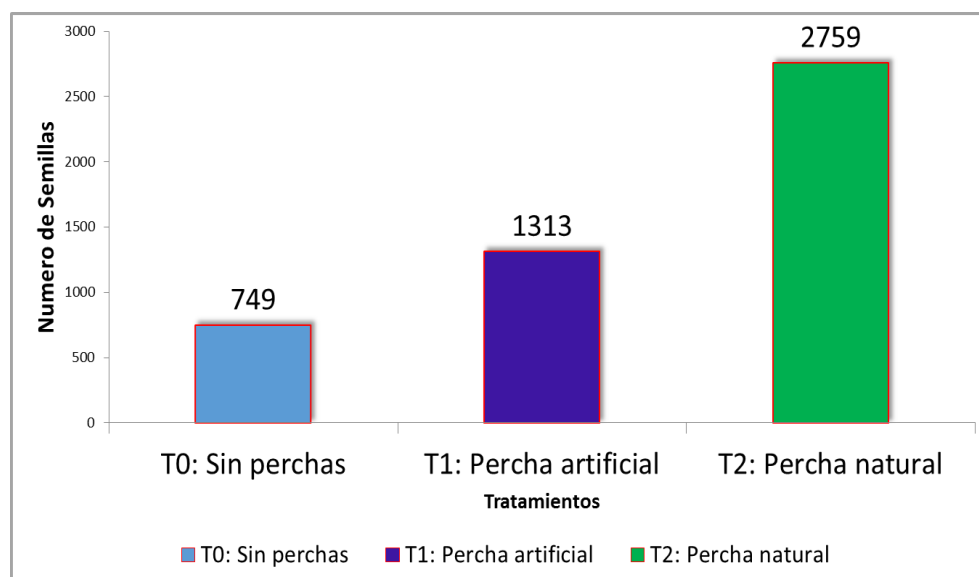
**Figura 12.** Fotografía de *Pheucticus aureoventris* (Pico grueso dorsinegro).



**Figura 13.** Fotografía de *Vireo flavoviridis* (verderón verdiamarillo).

### 5.3. Identificación y cuantificación de semillas en las trampas

Durante el año de estudio un total de 4821 semillas fueron registradas en las trampas de los tres tratamientos: 749 semillas (16%) en el Tratamiento control (Sin percha), 1313 (27%) bajo las perchas artificiales y 2759 semillas (57%) bajo perchas naturales (Figura 14 y Tabla 7)



**Figura 14.** Cantidad total de semillas colectadas por tratamiento durante el periodo de estudio.

Las semillas registradas correspondieron a 12 especies agrupadas en 10 familias, en donde la familia más destacada fue Fabaceae con dos especies (Tabla 7). De las 12 especies registradas en las trampas, el 50 % fueron dispersadas por aves, el 33 % por el viento y el 17 % restante correspondió a las especies *Croton purdiei* y *Acacia melanoxylon* las cuales presentaron varios mecanismos de dispersión, en el caso de *C. purdiei* la autocoria y ornitocoria, mientras que *A. melanoxylon* es dispersada por aves pero también se vale de la barocoria para diseminarse, por lo tanto estas dos especies fueron registradas como policoras o con varios síndromes de dispersión (Tabla 7).

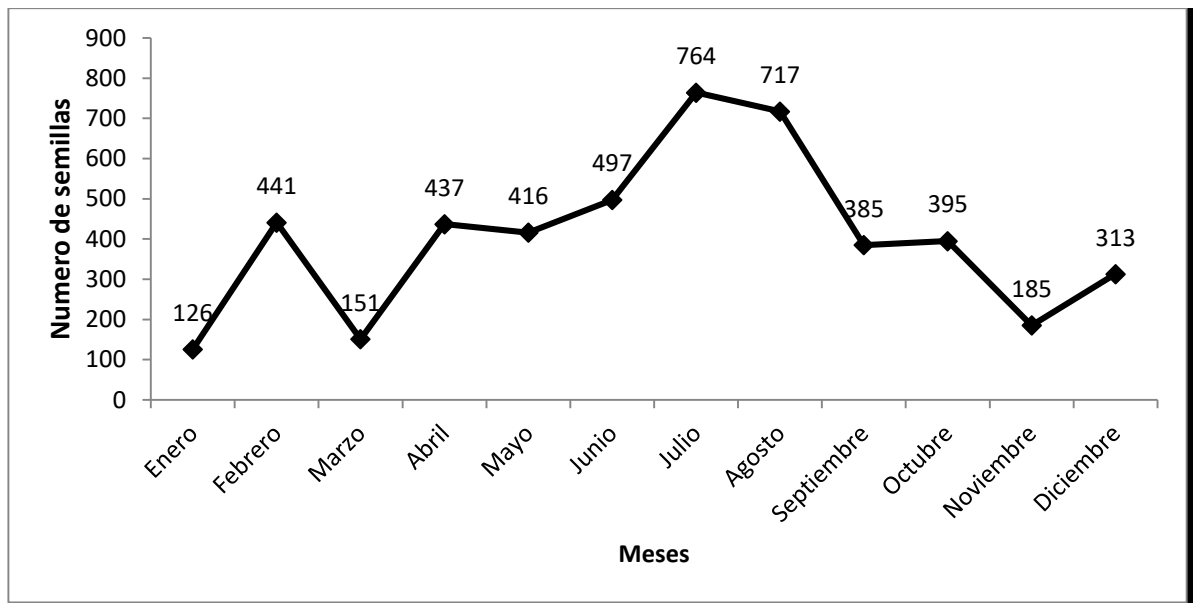
Dentro del total de semillas colectadas en los tratamientos durante el estudio solo 976 (20,24 %) fueron dispersadas por aves.

**Tabla 7.** Número total de semillas por especie y por tratamiento durante el estudio. Se incluye el mecanismo de dispersión de cada especie.

**T0: Control sin percha, T1: Percha artificial, T2: percha natural.**

FAMILIA/Especie	DISPERSIÓN	T0: Control	T1: P. Artificial	T2: P. Natural	Semillas totales
<b>Betulaceae</b>					
<i>Alnus acuminata</i> Kunth	Anemocoria	557	195	1197	1949
<b>Euphorbiaceae</b>					
<i>Croton purdiei</i> Müll. Arg.	Policoria	0	1	315	316
<b>Fabaceae</b>					
<i>Acacia decurrens</i> Willd.	Anemocoria	155	177	23	1857
<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	Policoria	20	299	1183	
<b>Lamiaceae</b>					
<i>Salvia bogotensis</i> Benth.	Anemocoria	7	6	0	13
<b>Myricaceae</b>					
<i>Morella pubescens</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Ornitocoria	0	399	3	402
<b>Phytolaccaceae</b>					
<i>Phytolacca bogotensis</i> Kunth, 1817	Ornitocoria	0	6	0	6
<b>Polygonaceae</b>					
<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i> (Kunth) Meisn	Ornitocoria	0	182	38	220
<b>Sapindaceae</b>					
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Anemocoria	3	6	0	9
<b>Verbenaceae</b>					
<i>Duranta mutisii</i> L. f.	Ornitocoria	0	14	0	14
<b>Solanaceae</b>					
<i>Lycianthes lycioides</i> (L.) Hassl.	Ornitocoria	0	30	0	30
<b>No identificadas</b>					
Morfoespecie 1	Ornitocoria	0	5	0	5
<b>Total</b>		749	1313	2759	4821

Los meses en los que ocurrió la mayor dispersión de semillas independientemente de su mecanismo fueron julio (764 semillas) y agosto (717 semillas), mientras que los meses con menor registro fueron enero y marzo (Figura 15).

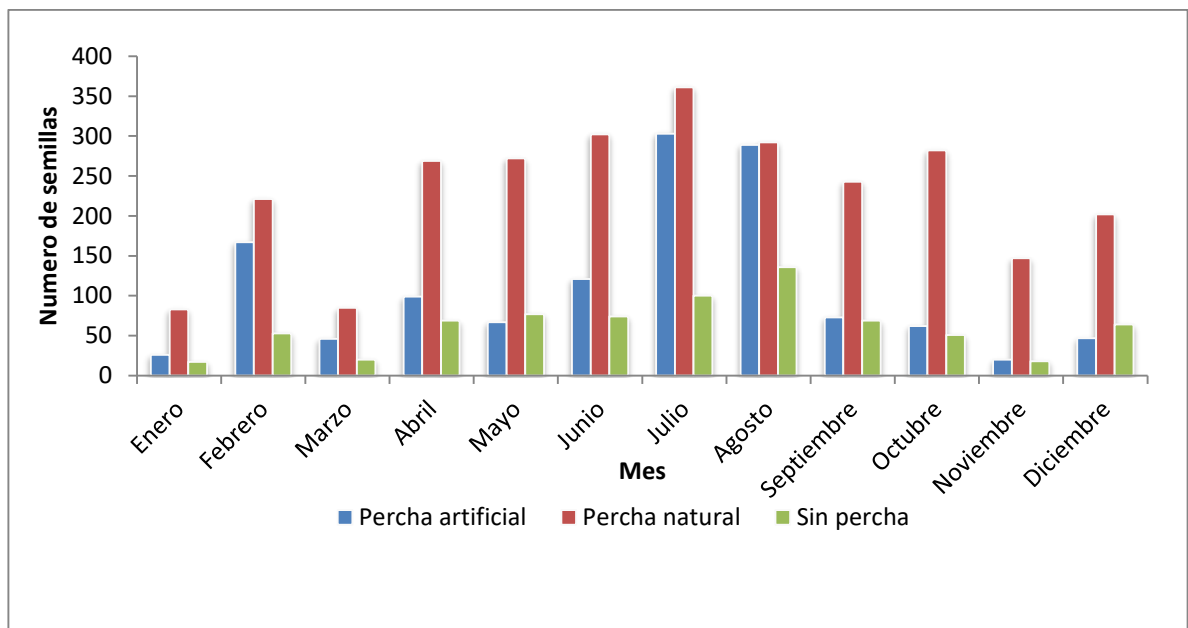


**Figura 15.** Cantidad de semillas registradas por mes en las trampas de los diferentes tratamientos a lo largo del estudio.

### 5.3.1. Abundancia de semillas durante el tiempo de estudio por tratamiento y para todos los mecanismos de dispersión.

El tratamiento con mayor abundancia de semillas colectadas en las trampas fue el de percha natural, que mantuvo más de 200 semillas durante nueve de los doce meses de estudio (Figura 16).

El tratamiento con percha artificial fue el segundo con mayor abundancia de semillas, en donde se destacan los meses de julio y agosto con 303 y 292 semillas respectivamente (Figura 16).

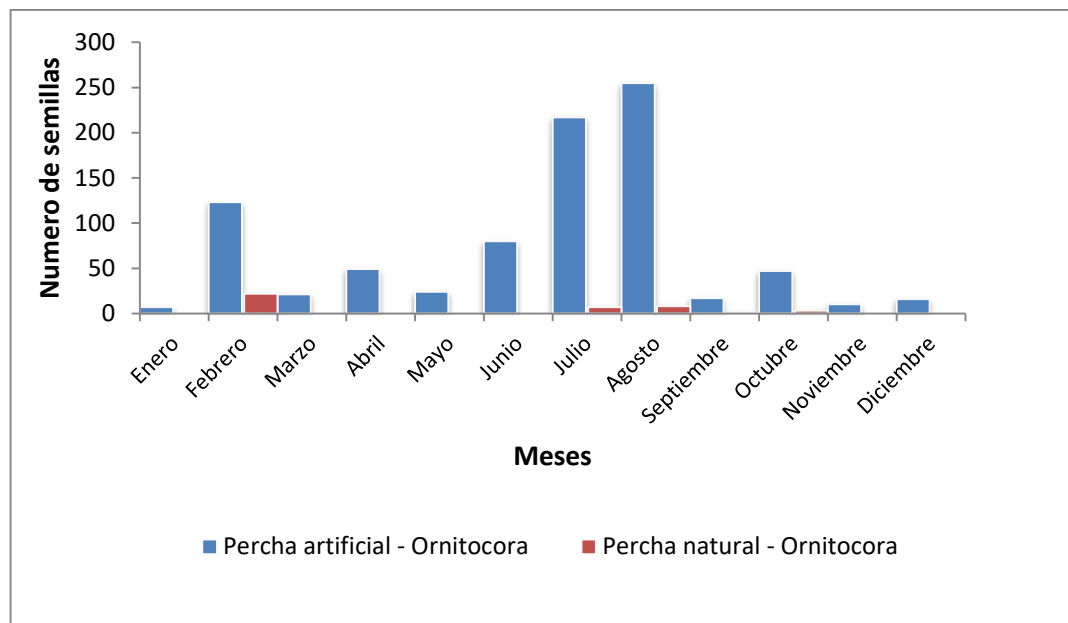


**Figura 16.** Cantidad de semillas registradas por mes en las trampas de los diferentes tratamientos sin discriminar mecanismo de dispersión.

### 5.3.2. Abundancia de semillas ornitócoras por tratamiento.

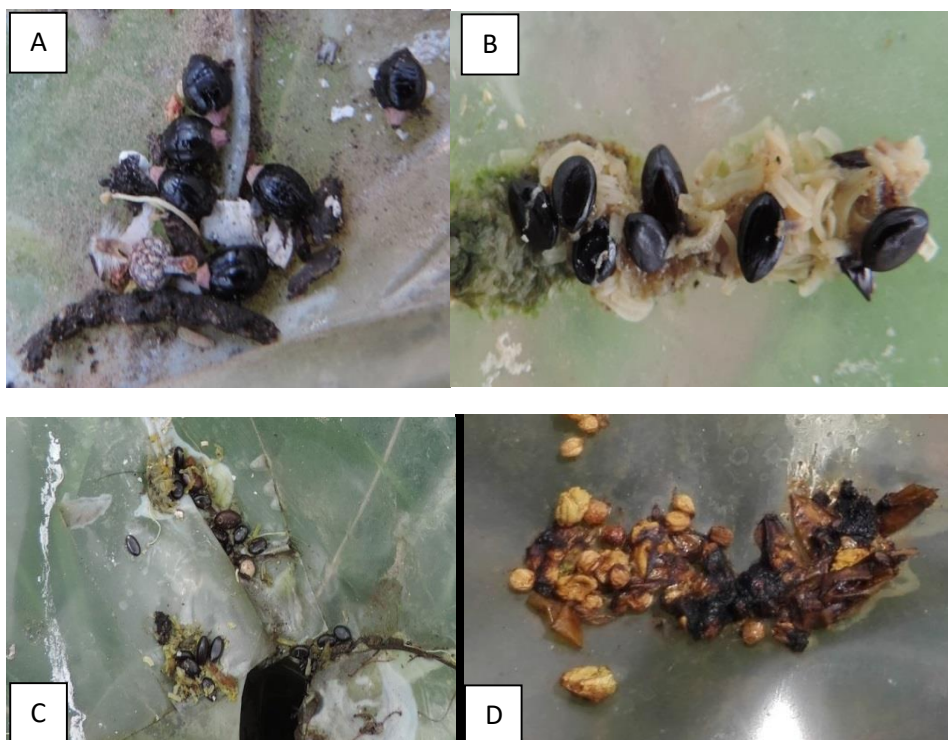
Al evaluar independientemente los mecanismos de dispersión correspondientes a las semillas depositadas en las trampas se pudo identificar que el tratamiento con perchas artificiales tuvo la mayor cantidad de semillas con dispersión ornitócora, en donde se destacan los meses de julio y agosto (2016) con 260 y 263 semillas ornitócoras (Figura 17).

En contraste, el tratamiento con percha natural presentó un bajo registro de semillas ornitócoras en las trampas, en donde se destaca el mes de febrero con 22 semillas, como el valor más alto durante el estudio; mientras que en las trampas del control no se colectaron semillas ornitócoras durante el año de muestreo (Figura 17).



**Figura 17.** Cantidad de semillas ornitócoras registradas por mes en las trampas de los diferentes tratamientos.

Las especies con mayor abundancia de semillas colectadas en el tratamiento de perchas artificiales fueron *Muehlenbeckia tamnifolia*, *Acacia melanoxylon* y *Morella pubescens* (Figura 18). Dentro de estas hay que destacar *M. pubescens* debido a su gran abundancia durante los meses de Julio y Agosto durante los cuales sumo 384 semillas en las trampas del tratamiento con perchas artificiales (Anexo 1). También hay que destacar que las semillas con presencia constante durante todos los meses de muestreo fueron las de *A. melanoxylon* (Anexo 1). Por su parte en las trampas del tratamiento percha natural solo se encontraron semillas de *M. pubescens* y *M. tamnifolia* con 3 y 38 semillas respectivamente durante todo el estudio.

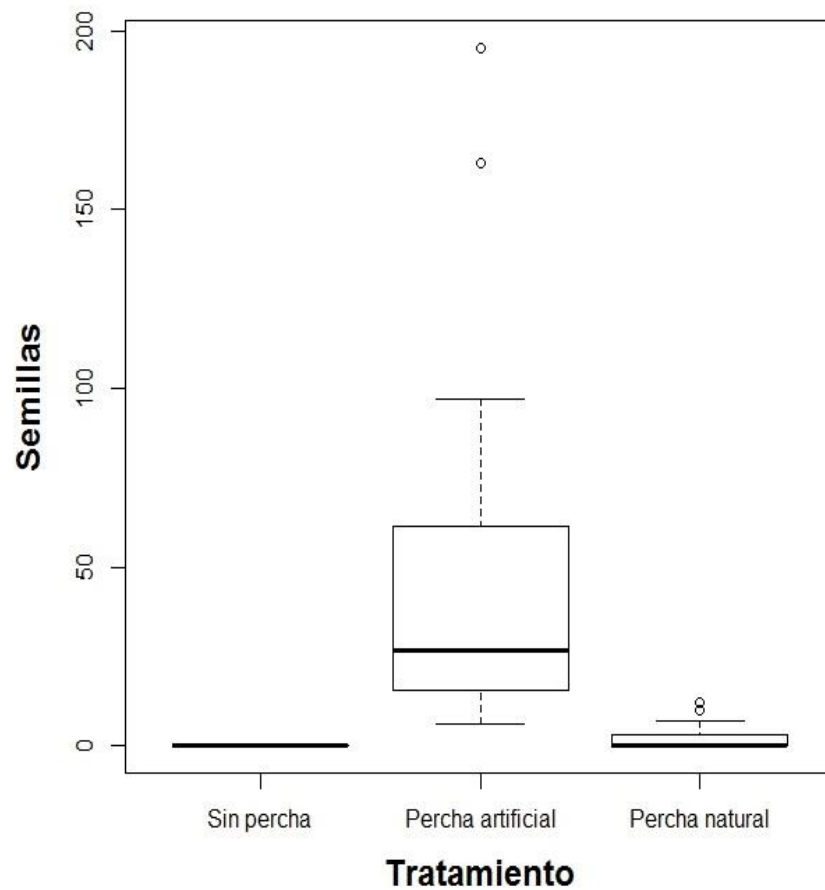


**Figura 18.** Semillas registradas en las trampas del tratamiento con percha artificial. A) *Muehlenbeckia tamnifolia* B) *Acacia melanoxylon* C) *Acacia decurrens* D) *Morella pubescens*

#### 5.4. Análisis estadístico para evidenciar diferencias entre tratamientos.

Para evaluar la eficacia de las perchas artificiales fueron tomadas solo las semillas ornitócoras encontradas en las trampas de los tres tratamientos ( $n=976$ ), a esta muestra le fue aplicado el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, el cual evidenció diferencia significativa entre los tratamientos ( $\chi^2 = 47.08$ ,  $df = 2$ ,  $p\text{-valor} = 5.979e-11 < 0.05$ ). La prueba se representó mediante una gráfica de tipo Box plot (cajas y bigotes) en la cual se muestra una gran dispersión en la distribución de los datos del tratamiento con percha artificial (Figura 19).





**Figura 19.** Número de semillas por tratamiento, que muestra la efectividad de las perchas artificiales, como mecanismo para favorecer la dispersión de semillas ornitócoras.

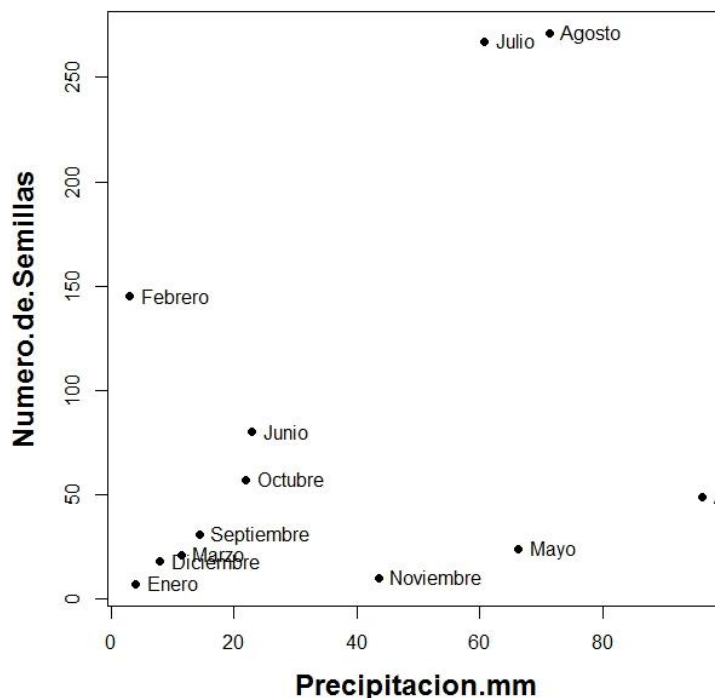
Se puede notar la presencia de datos atípicos correspondientes a dos muestreos en los cuales el número de semillas colectadas fue superior a 150 semillas, en el tratamiento con perchas artificiales.

Para corroborar las diferencias entre el tratamiento con percha artificial y percha natural se aplicó a manera de prueba post hoc, el test de U Mann-Whitney, el cual evidencio diferencias significativas entre tratamientos ( $W = 390$ ,  $p\text{-valor} = 1.818e-07$ ).

### 5.5. Correlación entre precipitación y semillas en las trampas.

Con el fin de establecer si existió una correlación entre las precipitaciones mensuales y las semillas ornitócoras registradas en las trampas de los tratamientos se realizó un test de Spearman, cuyo  $p = 0,245 < 1$ , demuestra que no hubo correlación entre estas variables (Figura 20). El número más alto de semillas ornitócoras fue registrado entre julio y agosto de 2016 ( $n=267$ ) mientras que la cantidad más baja se registró en septiembre de 2015 ( $n=28$  semillas). Por otro lado, el mes con mayor precipitación fue abril de 2016 con un total de 96,2 mm y el mes con menor precipitación fue febrero de 2016 con 3,1 milímetros (Figura 1).

Asimismo, durante el periodo de estudio los meses reportados para Tunja como los más lluviosos (oct-nov y mar-abr), tuvieron en general bajas precipitaciones en comparación con años anteriores, este hecho desembocó en un aumento en la temperatura de los meses señalados, y se puede ver en el diagrama ombrotérmico esquematizado en la sección de área de estudio (Figura 1).



**Figura 20.** Correlación de Spearman entre las variables semillas ornitócoras y precipitación en milímetros mensuales durante el año de estudio. Se evidencia que no hay correlación entre las variables.

## 5.6. Composición y cobertura en las parcelas de estudio

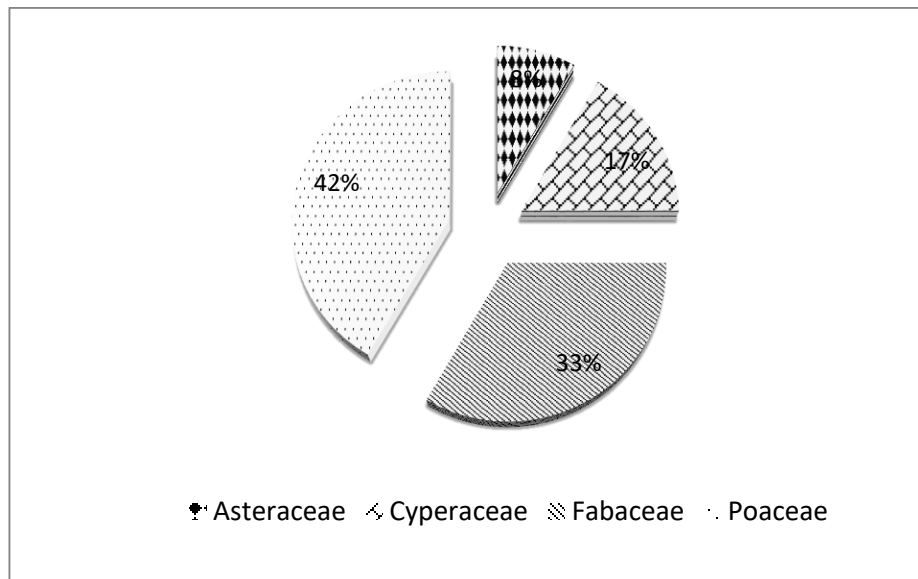
### 5.6.1. Composición de especies

Durante los 12 meses de seguimiento a las parcelas escarificadas de los tres tratamientos, se registraron un total de 34 especies distribuidas en 11 familias. Las familias con mayor número de especies encontradas fueron: Asteraceae con 9 especies, Fabaceae con 7 especies, Poaceae con 5 especies, Solanaceae con 3 especies, las demás familias estuvieron representadas con dos y una especies, además se destaca que el 75% de las especies fueron de estrato herbáceo, 15 % arbustivo y 10 % arbóreo (Anexo 4).

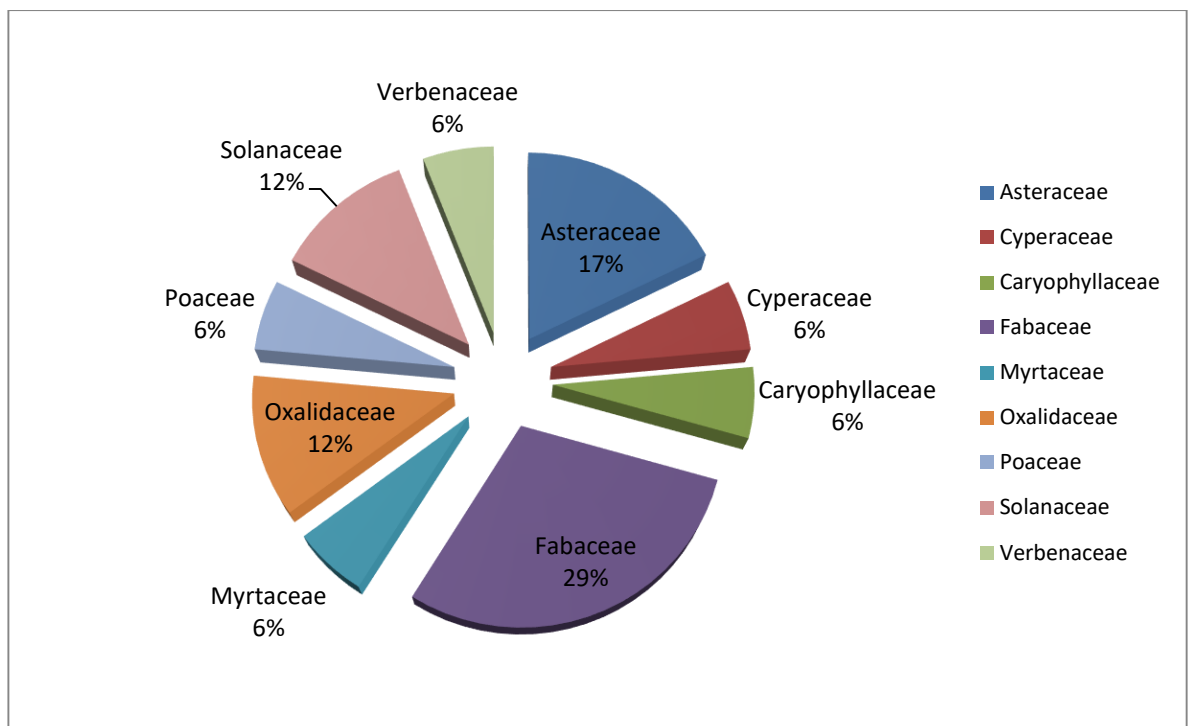
En el pre-muestreo se registraron 12 especies pertenecientes a 4 familias, para la familia Poaceae se encontraron 5 especies (42 %), Fabaceae 4 especies (33 %), Cyperaceae 2 especies (17%) y Asteraceae con una especie (8 %) (Figura 21).

En el muestreo final se censaron 18 especies pertenecientes a 9 familias: Para la familia Fabaceae 5 especies, Solanaceae 3 especies, Asteraceae 3 especies, Oxalidaceae 2 especies, Poaceae, Verbenaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae y Cyperaceae cada una con una especie (Figura 22).

El número de especies se incrementó entre el pre muestreo y los tres meses, y luego empezó a disminuir paulatinamente hasta los 9 meses de seguimiento, a los tres meses 20 especies, a los 6 meses 19 y a los 9 meses 17 especies. Así como se registraron especies nuevas por muestreo, también hubo especies que desaparecieron a lo largo del tiempo, como *Hydrocotyle bonplandii* e *Hypochaeris ovidens* (Tabla 8).



**Figura 21.** Porcentaje del número de especies por familia encontradas en el pre-muestreo de las parcelas.



**Figura 22.** Porcentaje del número de especies por familia encontradas en el muestreo final de las parcelas.

**Tabla 8. Cambio de especies registrado durante el seguimiento trimestral a las parcelas de estudio.**

<b>Muestreo</b>	<b>Especies encontradas</b>	<b>Especies que no se registraron (desaparecieron)</b>
<b>Primer mes (pre muestreo)</b>	<i>Baccharis sp.</i> <i>Cyperus sp</i> <i>Rhynchospora nervosa</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Teline monspessulana</i> <i>Medicago sp.</i> <i>Acacia decurrens</i> <i>Anthoxanthum odoratum</i> <i>Poa annua</i> <i>Holcus lanatus</i> <i>C. clandestinus</i> <i>Paspalum sp.</i>	
<b>ESCARIFICADO</b>		
<b>3 Meses</b>	<i>Sonchus oleraceus</i> <i>Hypochaeris sessiliflora</i> <i>Taraxacum officinale</i> <i>Bidens sp</i> <i>Cerastium arvense</i> <i>Acacia melanoxylon</i> <i>Medicago polymorpha</i> <i>Oxalis filiformis</i> <i>Oxalis corniculata</i> <i>Solanum marginatum</i> <i>Physalis peruviana</i> <i>Verbena litoralis</i> <i>Hydrocotyle bonplandii</i> <i>Eucaliptus globulus</i> <i>Dichantherium aciculare</i>	<i>Rhynchospora nervosa</i> <i>Anthoxanthum odoratum</i> <i>Poa annua</i> <i>Holcus lanatus</i> <i>Paspalum sp</i> <i>Baccharis sp.</i> <i>Trifolium repens</i>
<b>6 Meses</b>	<i>Apiaceae sp</i> <i>Hypochaeris elata</i> <i>Croton purdiei</i>	<i>Hydrocotyle bonplandii</i> <i>Sonchus oleraceus</i> <i>Bidens sp</i> <i>Dichantherium aciculare</i>
<b>9 Meses</b>	<i>Lycianthes lycioides</i>	<i>Hypochaeris elata</i> <i>Apiaceae sp</i> <i>Medicago polymorpha.</i>
<b>12 Meses</b>	No se registraron nuevas especies	No desaparecieron especies

### 5.6.2. Cobertura

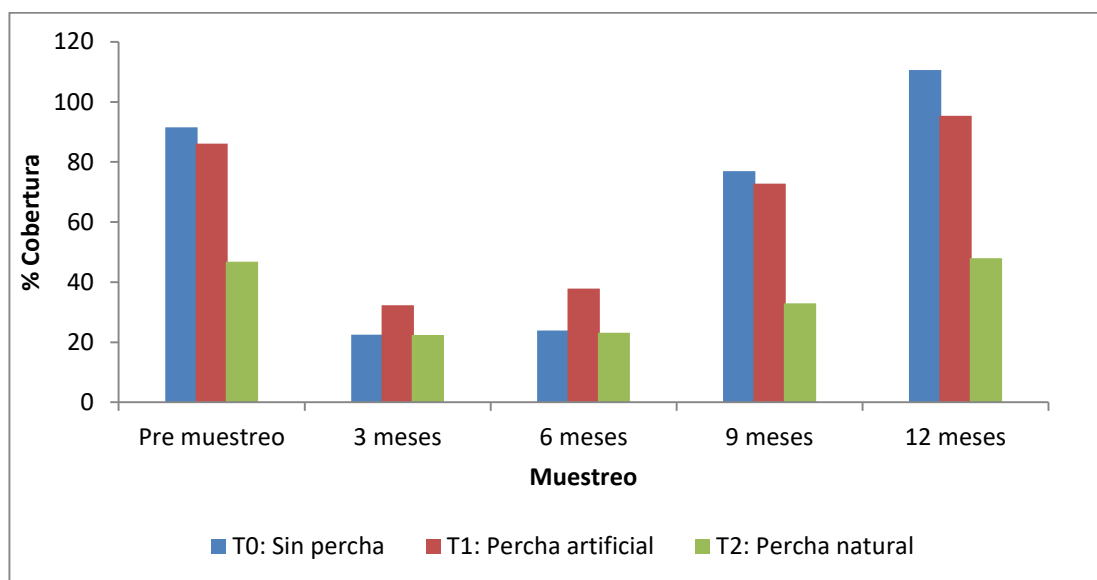
Las especies que presentaron mayor cobertura en todos los muestreos fueron *C. clandestinus*, *O. corniculata*, *V. litoralis*, *Acacia melanoxylon*, *T. monspessulana* y *S. marginatum* (Tabla 9).

**Tabla 9.** Especies y porcentaje de cobertura para todos los muestreos.

<b>Especie</b>	<b>Pre muestreo %</b>	<b>3 meses %</b>	<b>6 meses %</b>	<b>9 meses %</b>	<b>12 meses %</b>
<i>Cenchrus clandestinus</i> Hochst. ex Chiov Morrone	80,95	61,85	53,53	54,66	51,48
<i>Oxalis corniculata</i> L.		10,45	6,15	15,48	16,47
<i>Verbena litoralis</i> Kunth		1,36	2,88	9,77	10,10
<i>Acacia melanoxylon</i> R.Br.		4,39	6,02	2,27	2,63
<i>Teline monspessulana</i> L.	0,68	1,82	2,09	2,33	2,63
<i>Hypochaeris sessiliflora</i> L.		0,91	2,62	3,09	3,10
<i>Acacia decurrens</i> Willd.	0,93	1,82	3,01	1,75	1,76
<i>Solanum marginatum</i> L.		0,91	2,09	2,94	2,96
<i>Medicago lupulina</i> L.		2,27	4,97	1,69	0,13
<i>Trifolium repens</i> L.	0,38			1,87	3,95
<i>Taraxacum officinale</i> Webb.		4,84	2,62	0,35	0,57
<i>Apiaceae</i> sp		1,01	1,31	2,29	2,93
<i>Physalis peruviana</i> L.		0,45	1,70	1,75	1,32
<i>Eucaliptus globulus</i> Labill.		0,45	0,39	0,58	0,88
<i>Medicago polymorpha</i> L.		1,01	3,40	1,36	0,11
<i>Croton purdiei</i> Müll.Arg.		1,50	0,39	0,76	0,88
<i>Cyperus</i> sp	1,97	1,51	0,39	0,17	0,13
<i>Lycianthes lycioides</i> (L.) Hassl.		1,01		0,17	0,44
<i>Oxalis filiformis</i> Kunth		0,91	1,31	0,17	0,44
<i>Cerastium arvense</i> L.		0,34	3,40		
<i>Medicago</i> sp.	3,33	0,45			
<i>Hypochaeris elata</i> L.			1,70		
<i>Hydrocotyle bonplandii</i> A.Rich		0,45			
<i>Holcus lanatus</i> L.	0,97				
<i>Dichanthelium aciculare</i> Gould & Clark		0,45			
<i>Sonchus oleraceus</i> L.		0,91		0,17	0,13
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	7,15				
<i>Baccharis</i> sp. Kunth	1,39				
<i>Bidens</i> sp. L.		0,45			
<i>Fabaceae</i> sp.	0,84				
<i>Paspalum</i> sp.	0,51				
<i>Rhynchospora nervosa</i> (Vahl)	0,25				

Boeckeler					
<i>Poa annua</i> L.	0,13				

Adicionalmente se muestra la cobertura total para las parcelas de los distintos tratamientos a lo largo del tiempo de estudio, hay que resaltar la baja cobertura en el muestreo uno, realizado a los tres meses de haber escarificado las parcelas, en comparación con el ultimo muestreo realizado a los doce meses, en donde la cobertura se recuperó a porcentajes similares a los registrados en el pre muestreo (Figura 23).



**Figura 23.** Porcentaje de cobertura registrada en las parcelas de los tratamientos durante los diferentes muestreos.

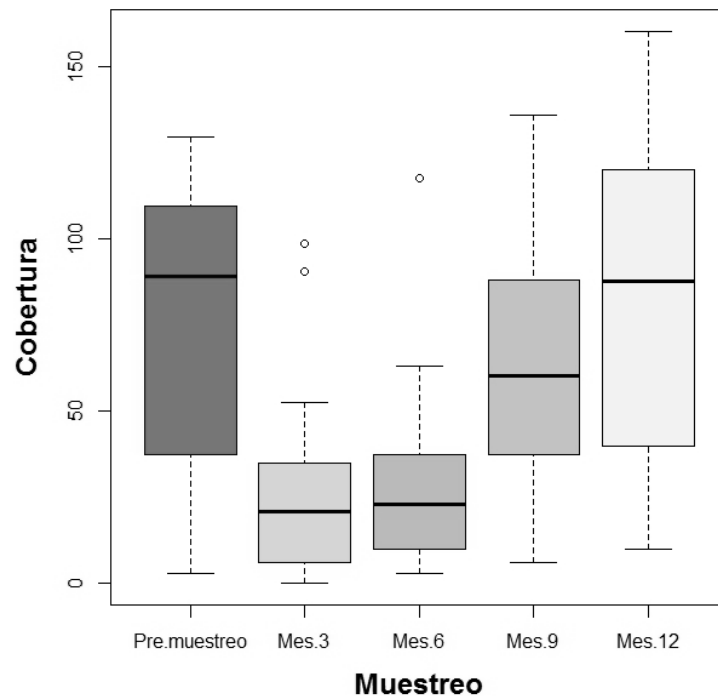


**Figura 24.** Cambio en la cobertura de la parcela 1 del T1: percha artificial. A) Pre muestreo. B) Parcela tres meses después del escarificado. C) Parcela 6 meses. D) Parcela 9 meses después de escarificado

### 5.6.3. Análisis estadístico para la variable cobertura

A partir de los datos de cobertura sumada de las especies presentes en las parcelas de cada tratamiento se realizó una Anova de Friedman para comparar la cobertura entre muestreos y se evidenció que existen diferencias significativas ( $\chi^2 = 57.886$ ,  $df = 4$ ,  $p\text{-value} = 8.062e-12 < 0,05$ ). En la gráfica de cajas y bigotes se pueden notar datos atípicos durante el muestreo a los 3 y 6 meses, los cuales corresponden a parcelas con coberturas superiores a 90 % (Figura 25).





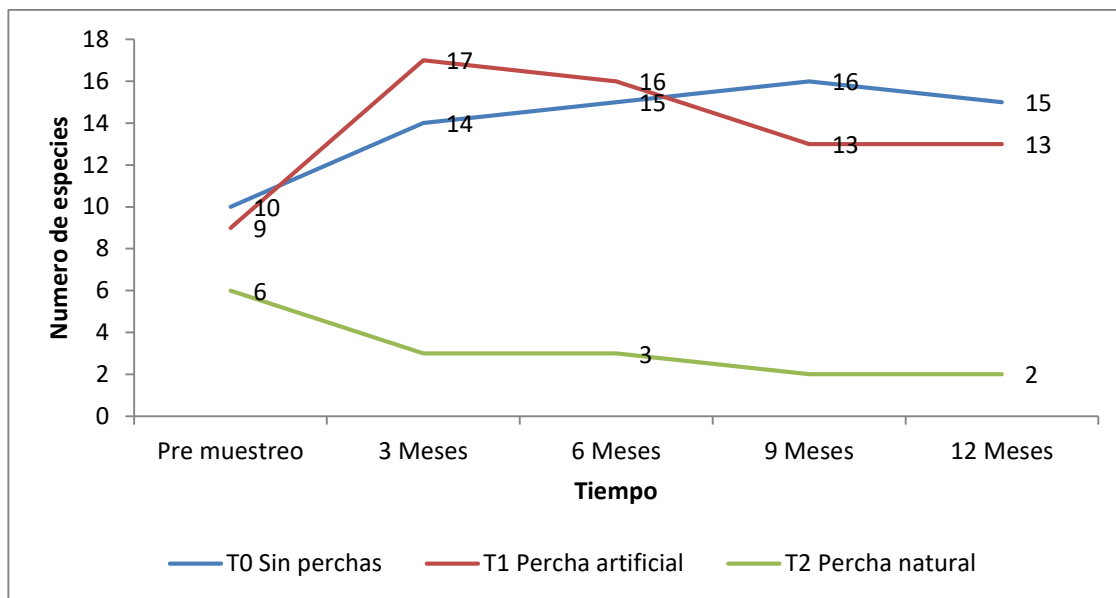
**Figura 25.** Diferencias en el porcentaje de cobertura registrado durante los muestreos del estudio.

## 5.7. Diversidad en parcelas de estudio

### 5.7.1. Riqueza de especies

La riqueza específica se incrementó desde el tercer hasta el noveno mes en el tratamiento 0. En el pre muestreo (antes de realizar el escarificado), los tratamientos 0 y 1 presentaron los valores más altos de riqueza específica, en donde se resalta el tercer mes como el de más alto valor, no obstante, la riqueza de especies en el tratamiento 1 disminuyó en los siguientes muestreos, hay que resaltar este resultado, ya que dicho tratamiento tuvo los mayores registros de semillas dispersadas por aves, sin embargo el reclutamiento de semillas a plántulas no fue significativo durante el estudio (Figura 26).

Por el contrario en el tratamiento 2 se evidenció una baja riqueza durante todo el año de estudio, con entre dos y tres especies de plántulas.



**Figura 26.** Riqueza de especies (S) para cada tratamiento en el tiempo.

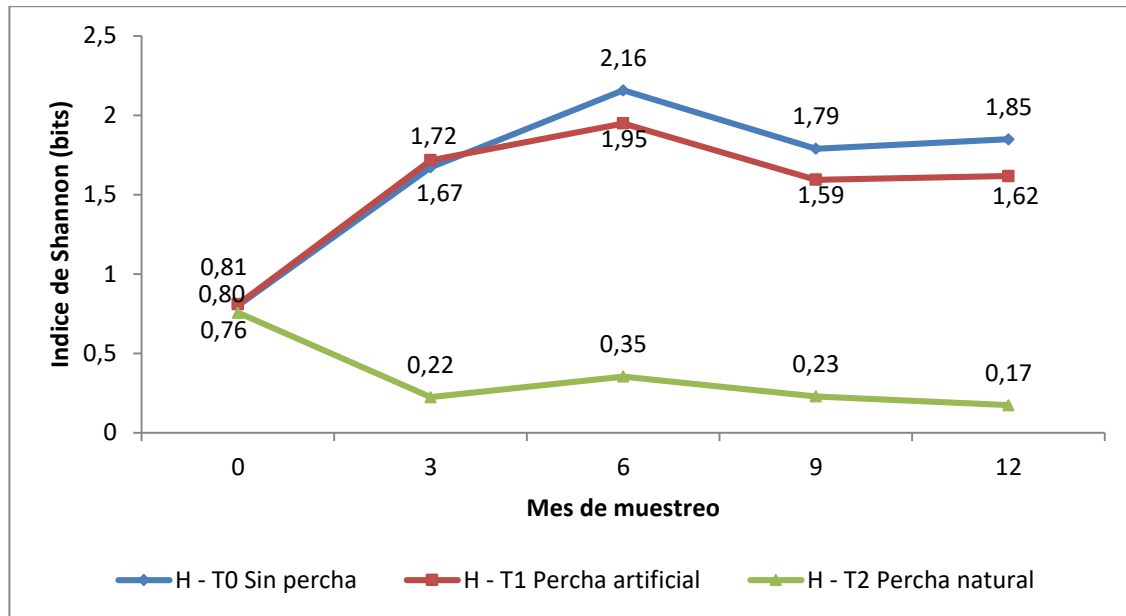
La riqueza de especies de plantas no difirió significativamente entre los muestreos (Anova de Friedman,  $F = 0.679$ ,  $df = 4$ )  $P \text{ value} = 0,807 > 0.05$ . Sin embargo al realizar el test de Kruskal-Wallis, se evidencio que efectivamente hay diferencias en la riqueza de especies entre tratamientos ( $p\text{-valor} = 0.0087 < 0.05$ ).

Para evaluar entre que tratamientos hubo diferencias se hizo comparaciones por pares mediante la prueba U Mann-Whitney, la cual arrojó diferencias entre el tratamiento control y tratamiento percha natural, y entre los tratamientos: percha artificial y percha natural ( $p\text{-valor} = 0,011 < 0,05$ ).

### 5.7.2. Índice de Shannon

El índice de Shannon para los tratamientos durante los cinco muestreos presentó valores menores a 2.2, indicando una diversidad media como el tope máximo para este estudio (Ramírez 1999). Hubo un incremento del índice en los tratamientos 0 y 1, luego de tres meses de haber realizado el escarificado en las parcelas, en los muestreos posteriores dichos tratamientos se mantuvieron con índices cercanos. Por su parte las parcelas del tratamiento 2 (percha natural) mantuvieron una muy baja diversidad (Ramírez 1999), durante todo el estudio (Figura 27) debido a la baja riqueza y abundancia de especies registradas durante los muestreos.

La diversidad de plántulas presentó diferencias significativas entre tratamientos (KW, F chi-squared = 9.62, df = 2, p-value = 0.008148 < 0.05). Al realizar la U M-Whitney se notó diferencias entre el tratamiento de percha natural y el control y entre el tratamiento de percha natural y percha artificial (p-valor = 0.012 < 0.05). Por otro lado los tratamientos control y percha artificial no presentaron diferencias significativas ( $p\text{-valor} = 0.53 > 0.05$ ).



**Figura 27.** Índice de Shannon por tratamiento en cada muestreo.

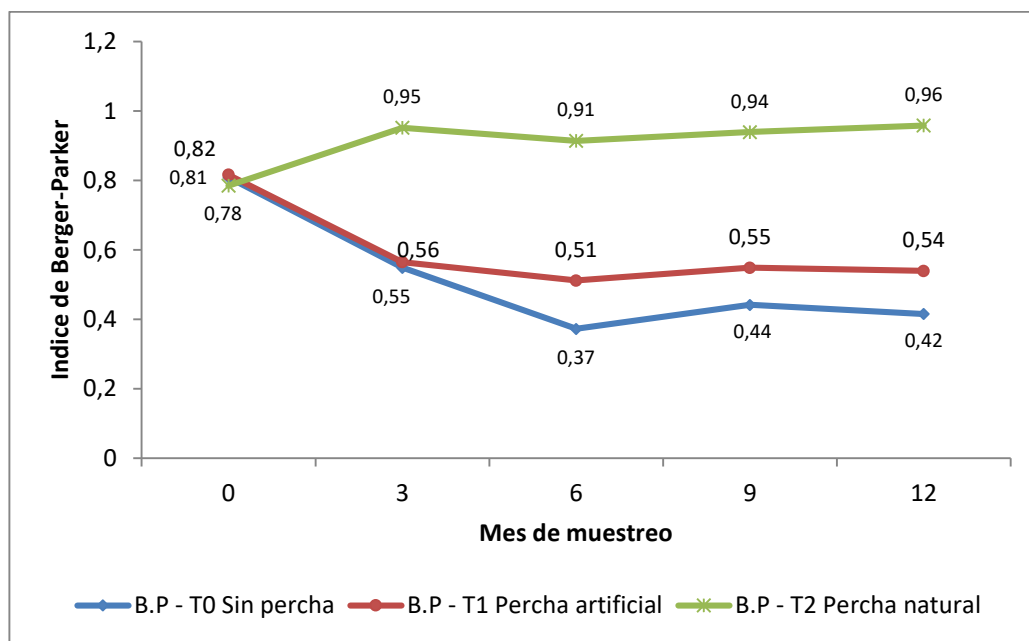
### 5.7.3. Índice de Berger-Parker

El índice de Berger-Parker presentó valores cercanos durante el pre muestreo para los tres tratamientos (Figura 28). En el muestreo de 3 meses luego de realizar el escarificado los valores tanto para el tratamiento control (sin percha), como para el tratamiento 1 con percha artificial disminuyeron a 0,55 y 0,56 respectivamente, lo que se interpreta como una disminución en la dominancia y un aumento en la equitatividad. Estos tratamientos demostraron valores cercanos durante el estudio, no obstante, el tratamiento control tuvo el índice de dominancia más bajo en el mes seis (0,37) (Figura 28).

La diferencia fue notoria en el tratamiento de perchas naturales cuya dominancia fue más alta durante todos los muestreos (Figura 28), variando escasamente durante los nueve meses siguientes al escarificado.

Para evaluar si existieron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, se realizó un Test de Kruskal-Wallis, el cual demostró que si existieron diferencias ( $\chi^2 = 8.6705$ , df = 2,  $p\text{-value} = 0.0131 < 0.05$ ).

Como prueba post hoc se realizó la prueba U Mann-Whitney, con la cual se observó diferencias entre el tratamiento de percha natural y el control, además hubo diferencias entre el tratamiento de percha natural y percha artificial ( $p\text{-valor} = 0.021 < 0.05$ ). Por otro lado los tratamientos cero y uno no presentaron diferencias significativas ( $p\text{-valor} = 0.24 > 0.05$ )

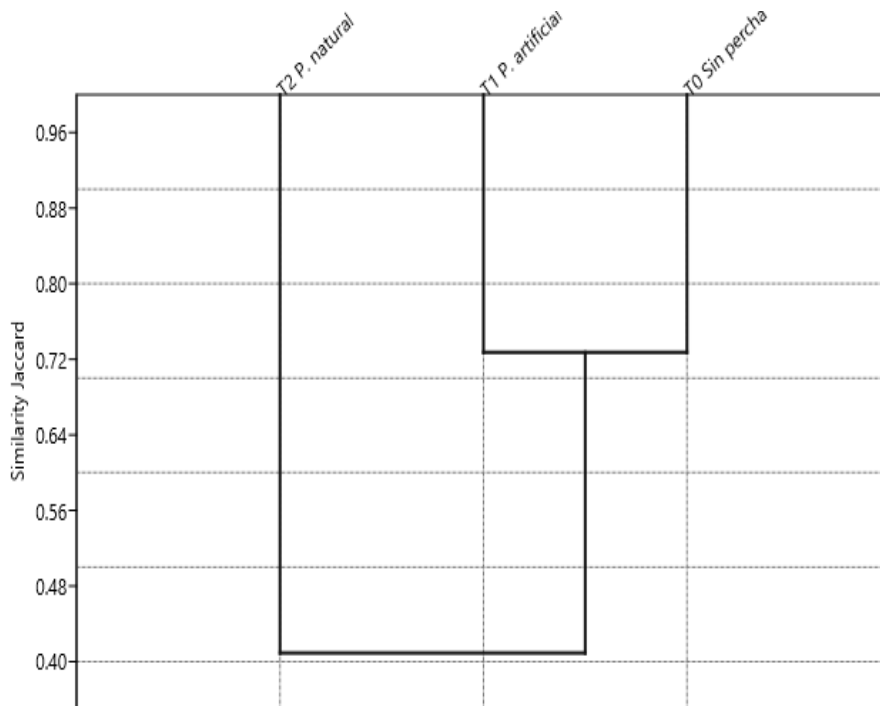


**Figura 28.** Índice de Berger-Parker por tratamiento en cada muestreo.

#### 5.7.4. Análisis de similitud entre parcelas de los tratamientos (Cluster)

El dendrograma elaborado con base en el coeficiente de similitud de Jaccard durante el pre muestreo, presentó una similitud entre las parcelas del tratamiento control y el tratamiento de perchas artificiales, con un valor de 0,72 (72 %), esto pudo deberse a que las parcelas de estos tratamientos fueron elaboradas en el pastizal, cuyas características previas al experimento eran iguales, de tal manera que compartieron ocho especies dentro de las cuales se destacan las poaceas y especies concretas como *Acacia decurrens* y *Trifolium repens* (Figura 29).

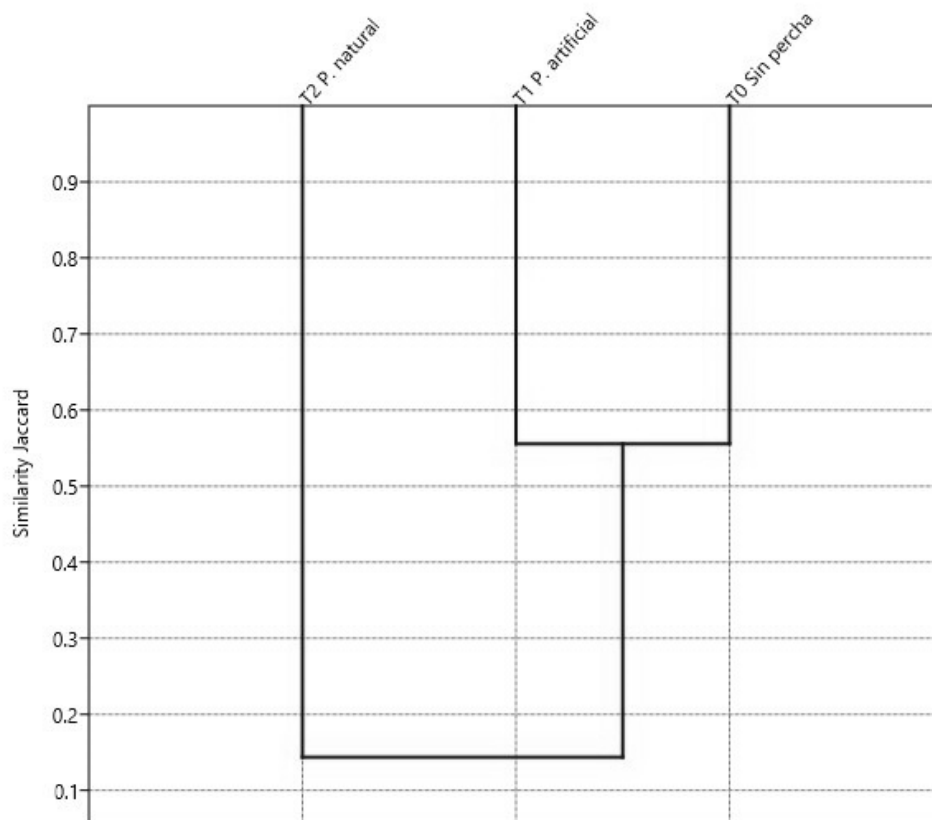
El tratamiento 2 (percha natural) demostró un índice de Jaccard de 0,45 (45%) respecto al control (Figura 29). Además hubo una similaridad baja entre el tratamiento uno y dos: 0,36 (36%).



**Figura 29.** Dendrograma de similaridad entre tratamientos para el pre muestreo.

En el muestreo final el dendrograma mantuvo el orden de similaridad entre los tratamientos, sin embargo los valores del índice de Jaccard mostraron menor similaridad entre los tratamientos 0 y 1, con un 55 % (0,55) de similitud (Figura 30). Esto debido a que la riqueza específica aumentó a 18 especies y el número de especies comunes en los dos tratamientos fue de 10 (*A. decurrens*, *A. melanoxydon*, *T. repens*, *H. sessiliflora*, *O. corniculata*, *C. clandestinus*, *Physalis peruviana*, *Solanum marginatum*, *Teline monspesulana* y *Verbena litoralis*).

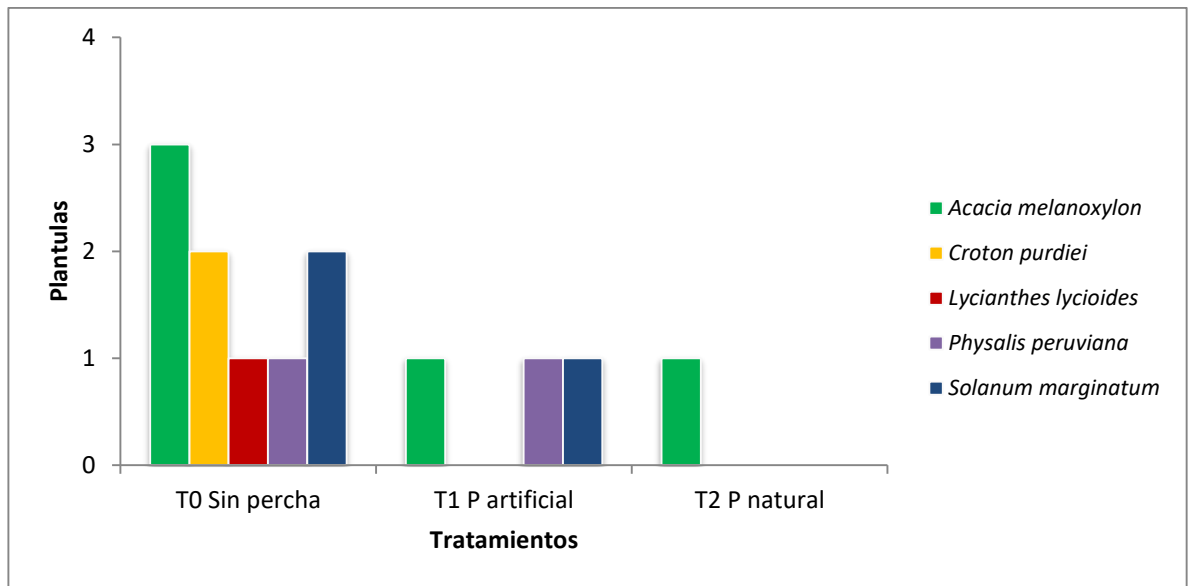
Para el tratamiento 2 igualmente bajo el valor de similitud, 0,13 (13 %) respecto al control (Figura 30). De la misma forma hubo una similaridad baja entre el tratamiento uno y dos: 0,15 (15 %).



**Figura 30.** Dendrograma de similaridad entre tratamientos realizado al final del estudio.

### 5.8. Reclutamiento de especies potencialmente dispersadas por aves

Durante el estudio las únicas especies con mecanismo de dispersión ornitócora reclutadas en las parcelas escarificadas de los tratamientos fueron de la familia Solanacea (*Physalis peruviana*, *Solanum marginatum* y *Lycianthes lycioides*), sin embargo, su abundancia fue escasa; con apenas 6 plántulas reclutadas durante el tiempo de estudio (Figura 31), adicionalmente se registró el establecimiento de *Crotón purdiei* y *Acacia melanoxylon*, no obstante su germinación se dio en el tratamiento control, lo cual indicaría que su aparición es debido al banco de semillas del suelo o la ventaja de ser especies con mecanismos de dispersión múltiple (Figura 31).



**Figura 31.** Plántulas ornitócoras y polícoras reclutadas en las parcelas de los tratamientos durante el estudio.

## 6. DISCUSIÓN

### 6.1. Las perchas artificiales

Las perchas artificiales utilizadas en el presente trabajo incrementaron la deposición de semillas en el área riparia del Río la Vega, de forma similar a otros estudios desarrollados con dichas estructuras (McClanahan y Wolfe 1993, Holl et al. 2000, Graham y Page 2012, Vogel et al. 2016) en los cuales se recomienda su uso como herramienta para incrementar la lluvia de semillas en áreas con pastizales. El hecho de que las perchas artificiales aumenten la lluvia de semillas en áreas alteradas es crucial considerando que una gran proporción de semillas no sobrevivirán y la disponibilidad de semillas en los alrededores no siempre garantiza que haya mayor dispersión de las mismas (White et al. 2009; Graham y Page 2012; Reid y Holl 2013). No obstante, hay estudios que relacionan la vegetación circundante y su oferta de frutos, con las semillas registradas bajo las perchas (Velasco y Vargas 2004; Vicente et al. 2010; Athiê y Dias 2016).

El bajo número de especies dispersadas por aves encontradas en este estudio, se puede atribuir a la alta degradación del ecosistema, lo cual provoca una riqueza limitada de especies nativas productoras de frutos con mecanismos de dispersión ornitócora (Zahawi et al. 2013). También hay que tener en cuenta aspectos como el suelo y el clima, los cuales predeterminan el tipo de vegetación que puede llegar a prosperar (Walter y Breckle 2002). Por otro lado, el tipo de percha, la altura y su ubicación son variables que pueden influir y que deben ser manejadas por el investigador, dependiendo del ecosistema y sus características particulares (Reis et al. 2014).

Existen especies reportadas como dispersadas por aves en la zona, cuyas semillas de tamaños inferiores a 2 milímetros, de carácter succulento y de testas delgadas como las de *Xylosma spiculifera*, encontrada en la zona, pueden ser fácilmente digeribles y por lo tanto dificultar su identificación (Ingle 2003). Especies capturadas como *Zonotrichia capensis* aprovechan semillas de poaceas que son de consistencia blanda, lo que dificulta su observación en las muestras (Cabrera y Caicedo 2011). Según Novoa et al. (1996), durante periodos de sequía algunas aves de la familia emberezidae sufren hipertrofia del intestino, optimizando la absorción de nutrientes de las semillas, lo que puede influir en las observaciones de muestras fecales.

La lluvia de semillas fue significativamente más alta bajo las perchas artificiales en comparación con los lugares sin perchas (tratamiento control), esto se debe a que las aves defecan más cuando se posan que durante el vuelo (Wunderle 1997; Herrera y Garcia 2009) además, se descarta el uso de las perchas por murciélagos frugívoros debido a la baja riqueza de especies reportada para la ciudad de Tunja,



con cuatro especies de presencia “posible”, de las cuales dos especies son vespertilionidos cuya dieta es insectívora (POT Tunja 2013). Para corroborar estos reportes se realizó la búsqueda de estudios en áreas similares de bosque alto andino, se encontró que en la reserva Ranchería de Paipa-Boyacá, hay reportes de siete especies de murciélagos, de los cuales dos (*Sturnira erythomos* y *Platyrrhinus dorsalis*) son frugívoros (Pardo 2008), sin embargo las características ecológicas de este lugar distan mucho de las encontradas en la microcuenca del río la Vega, ya que son bosques protegidos y conservados con abundancia de encenillos, pteridofitos, musgos y hepáticas, bosques de roble, *Clusia*, *Drimys* y *Miconias* (Rosero 2010).

Las perchas naturales, árboles, presentaron una baja deposición de semillas comparadas con las perchas artificiales, contrario a lo que mencionan Athiê y Dias (2016), según los cuales las perchas naturales ofrecen recursos como: frutas, insectos y protección que pueden contribuir a una mayor deposición. En el presente trabajo esto se debe quizás a que los árboles elegidos como percha natural (*A. Acuminata*, *A. melanoxylon* y *C. purdiei*) tienen mecanismos de dispersión múltiples, pero en su mayoría utilizan al viento para dispersarse, de tal manera que las semillas encontradas bajo sus trampas fueran dispersadas por anemocoria y autocoria generalmente (Pedley 1978, Salazar y Jøker 2000, Solorza 2012), del mismo modo, la baja lluvia de semillas registrada en las trampas de este tratamiento pudo ser causada por la arquitectura de los árboles, ya que las ramas y el follaje pueden impedir la caída de algunas fecas (Zwiener 2006; Zwiener et al. 2014).

## 6.2. Semillas dispersadas

Una de las especies con gran abundancia de semillas colectadas en las trampas fue *M. tamnifolia*, esta especie se caracteriza por producir gran cantidad de frutos pequeños de 4 mm, con color rojizo al madurar (Mahecha et al. 2004), los cuales pueden atraer aves oportunistas (Snow 1971, Howe y Smallwood 1982, Solorza 2012). La pulpa de estos frutos está compuesta de azúcares, agua y bajo contenido proteico que ayudan a una digestión rápida, promoviendo su consumo con mayor frecuencia (Levey 1987, Restrepo et al. 1999). Esta especie de enredadera conocida como bejuco coloradito, ofrece frutos durante todo el año, lo cual se reflejó en las deposiciones recogidas debajo de las perchas artificiales. Otra de sus características depender de la sobreabundancia de semillas para atraer dispersores como las aves (Howe y Smallwood 1982; White et al. 2009). Según Mahecha et al. (2004), esta especie nativa es de cuidado debido a su crecimiento rápido el cual aprovecha para cubrir las copas de los árboles y arbustos llegando incluso a destruirlos.

En el caso de *A. melanoxylon*, especie exótica de origen australiano, con semillas negras lustrosas y un funículo rojo que las rodea como principal recurso para atraer aves (Butler y Heyes 2006; Solorza Bejarano 2012; Correia et al. 2014), esta fue una

semilla abundante durante todo el año en las trampas de los tratamientos, lo cual concuerda con Pedley (1978); Correia et al.(2014), quienes señalan que la floración y fructificación de esta especie puede producirse sin interrupción a lo largo del año, en especial en zonas con baja pluviosidad anual, lo cual coincide con el área de estudio, la cual presenta 700 mm de precipitación promedio multianual. Las plantas exóticas invasoras generalmente producen frutos en tiempos de escasez de lluvia para reducir la competencia por dispersores con especies nativas, facilitando así su propagación y la colonización de nuevos sitios (Gosper et al. 2005).

Por otro lado, el laurel de cera, *M. pubescens*, fue la especie nativa con más semillas encontradas en las trampas del tratamiento con perchas artificiales durante los meses de Junio y Julio, lo cual concuerda con el periodo de fructificación reportada por Mahecha et al. 2004. Esta planta tiene capacidad de ofertar frutos con abundancia y ha sido estudiada por su capacidad para asociarse con hongos y bacterias del suelo (Parra 2003; Urgiles et al. 2014). Presenta frutos de 5mm de forma corrugada, conocidos por la capa de cera que los rodea, la cual es utilizada industrialmente (Hoyos y Cabrera 1999, Cabrera 2013).

Hay que rescatar que en los tratamientos fue constante y abundante el número de semillas de Aliso, *A. acuminata*, especie dispersada por el viento, presente en un parche cercano al experimento. Al respecto, algunos estudios concuerdan con que la presencia o ausencia de perchas artificiales no influencia la dispersión de especies anemócoras (Aide y Cavelier 1994, Ingle 2003, Higuera et al. 2008, Dias et al. 2014).

### **6.3. Aves dispersoras y plantas potencialmente dispersadas**

Las especies de aves encontradas en la zona de estudio, se han registrado en altitudes similares (Stiles y Rosselli 1998; Amaya y Renjifo 2010; Rosselli et al. 2017). Sin embargo, la avifauna del sitio se puede catalogar como empobrecida si se compara con estudios de bosques alto andino (Amaya y Renjifo 2010; Rosselli et al. 2017). Algunas de las especies de aves encontradas son de hábitos generalistas, como el caso de la mirla negra (*T. fuscater*), no se encontraron tinamúes, pavas, trotones y tucanes, especies propias de bosques andinos conservados (Kattan et al. 1994, Renjifo 1999, Renjifo 2001). La mayoría de aves que frecuentan zonas perturbadas como la estudiada (Amaya y Renjifo 2010), son oportunistas y basan su dieta en insectos y frutos de plantas pioneras (Jordano et al. 2006; Amaya y Renjifo 2010; Rubiano 2016), comunes en los bordes de bosque y vegetación secundaria (Guedes et al. 1997; Jordano et al. 2006; Pillatt et al. 2010; Shoo y Catterall 2013; Ferreira y de Melo 2016).

La familia Tyrannideae con cuatro especies fue la más representada, al igual que en estudios de Athiê y Dias (2016); Vogel *et al.* (2016), según los cuales estas aves se alimentan tanto en los bordes de bosque como de plantas aisladas, además capturan insectos en áreas abiertas a donde llevan las semillas de las especies pioneras de las áreas degradadas, acelerando la regeneración natural. Sin embargo la única especie de esta familia que pudo ser capturada fue *Empidonax alnorum*, llamada comúnmente atrapamoscas alisero, en cuyas fecas fueron encontradas semillas de *M. tamnifolia*. Esta familia de aves utiliza las perchas para tener mayor visibilidad del espacio aéreo y capturar insectos en vuelo (Bocchese *et al.* 2008).

La planta con más dispersores en el presente trabajo fue *M. tamnifolia*, sus semillas fueron encontradas en las fecas de *T. fuscater*, *V. flavoviridis*, *E. alnorum* y *Z. Capensis* esto quizás se deba al gran y constante ofrecimiento de frutos durante el año (Mahecha *et al.* 2004). Por otro lado la mirla negra (*T. fuscater*) también se consideró la mejor dispersora del lugar, corroborado por su IID, ya que aparte de *M. tamnifolia* también dispersó *A. melanoxylon* y *M. pubescens*, probablemente por sus hábitos generalistas ya que forrajea consumiendo los frutos enteros mientras percha o en ocasiones al vuelo, aunque esta característica depende más del tamaño y accesibilidad al fruto (Renjifo 1999; Rosero 2010), además es una especie clave en la regeneración de sitios alterados (Vargas 1997; Velasco y Vargas 2004; Amaya y Renjifo 2010; Rubiano 2016).

La mirla negra ha demostrado ser una generalista recurrente en los ecosistemas alto andinos (Stiles y Rosselli 1998; Amaya y Renjifo 2010; Rubiano 2016), adaptando su dieta y comportamiento al ambiente particular en el cual se encuentre (Velasco y Vargas 2004; Rubiano 2016; Rosselli *et al.* 2017). En el estudio de Burgos *et al.* (2003), la mirla negra fue relacionada con siete especies de plantas con frutos, no obstante en el presente trabajo solo pudo ser comprobada su relación con tres, lo cual confirma las pocas opciones alimenticias que tienen las aves de la zona y la adaptación de dicha especie a ecosistemas intervenidos.

Las características morfológicas de *Muehlenbeckia tamnifolia*, como el alto número de frutos, peso, forma, color y pequeño tamaño de los frutos, aumentan su preferencia y dispersión por las aves, a diferencia de otras especies, que por el gran tamaño del fruto no son muy dispersadas, debido a la dificultad para ser consumidos por aves con reducida apertura del pico (Snow 1971; Snow 1981; Jordano 2000; Rubiano 2016). Por ejemplo, en el caso del espinillo garbanzo (*D. mutisii*) cuyos frutos y por ende semillas de mayor tamaño solo fueron encontradas en fecas del Pico gordo (*P. aureoventris*), un ave cuyo pico más fuerte y grande le permitiría alimentarse con frutos de mayor tamaño (Hilty *et al.* 2001; Gosper *et al.* 2005; Cabrera y Caicedo 2011). Otros estudios han relacionado la variedad de formas y tamaños del pico como un mecanismo para reducir la competencia interespecífica por explotación de recursos en los ensambles de aves (Smith y Sweatman 1976; Eriksson *et al.* 2000; Eriksson 2016; Pegman *et al.* 2016a).

Los resultados demuestran que la zona está dominada por especies de plantas exóticas que ofrecen recursos aprovechados por aves generalistas, es probable que la falta de especies frugívoras especialistas sea causada por la baja tolerancia que tienen dichas aves a establecerse en áreas disturbadas como la zona de estudio (Gomes et al. 2008). Esta degradación se presume ya que si se compara este estudio con los de Velasco y Vargas (2004); Burgos et al. (2003); Rosero (2010); Rosselli et al. (2017) las especies de aves reportadas en la zona, dispersaron otras plantas con frutos como: *Phytolacca bogotensis*, *Viburnum thryphyllum*, *Miconia squamulosa*, *Shefflera bogotensis* y *Hedyosmum bonplandianum*, especies cuya presencia es nula o escasa en la microcuenca del río la Vega (Acero y Cortés 2014).

#### **6.4. Correlación entre precipitación y semillas ornitócoras**

La deposición de semillas ornitócoras no tuvo relación con la época de lluvias, contrario a lo mencionado en trabajos para los trópicos, en los cuales la dispersión por animales es más común durante la época húmeda e influenciada por el patrón de fructificación de las plantas (Howe y Smallwood 1982, Wunderle 1997, Zanini y Ganade 2005, Athiê y Dias 2016). La baja correlación encontrada pudo corresponder a que las semillas de algunas de las plantas (*A. melanoxyton* y *M. tamnifolia*) poseen estrategias para disminuir la competencia por dispersores, ofreciendo frutos inclusive en las épocas de sequía (Pedley 1978; Solorza 2012).

El ciclo de actividad reproductiva anual de las aves está estrechamente relacionado con la disponibilidad de alimento (Stiles 1979; Zuluaga et al. 2005; Alarcón y Parada 2009). Según Rosero (2010), la mayoría de especies de aves presenta diferencias poblacionales en cuanto a las condiciones ambientales del medio, ya que cada especie adapta este ciclo a sus necesidades particulares.

La baja correlación semillas-precipitación, obedecería a las características ambientales particulares del área de Tunja, según la clasificación Caldas-Lang es un área semiárida (POT Tunja 2013), en el año de estudio solo se registraron 423,9 mm de lluvia, en comparación con el promedio anual de 700 mm reportado para Tunja. Esto pudo influir en la fructificación de las plantas nativas de la zona, sin embargo en las trampas se encontraron semillas de las especies que tienen oferta de recursos durante todo o gran parte del año (*A. melanoxyton* y *M. Tamnifolia*), que sumados a la temporada de sequía pudieron repercutir en la prueba de correlación entre las variables precipitación y el número de semillas capturadas en trampas. Contrario a lo visto en otros estudios en donde se puede distinguir una clara correlación entre estas variables (Stiles 1979; Zanini y Ganade 2005; Rosero 2010; Zahawi et al. 2013; Athiê y Dias 2016).

### 6.5. Cambios en la sucesión temprana.

Las familias con mayor número de especies durante el pre muestreo fueron Asteraceae, Poaceae y Cyperaceae. De acuerdo con Arias y Barrera (2007); Martínez et al. (2009), estas familias agrupan especies capaces de establecerse en sitios abiertos y en zonas de regeneración temprana, gracias a sus estrategias de dispersión, que les permiten colonizar áreas muy alejadas, como por ejemplo *T. officinale*, una especie que coloniza y se desarrolla rápidamente en sitios con condiciones adversas (Vargas et al. 2008).

El número de especies en las parcelas experimentales en general tuvo un incremento, pese a que unas desaparecieron hubo otras que llegaron al sitio, debido probablemente a la generación de espacios libres producto del escarificado (Reyes et al. 2014), la activación del banco de semillas y el arribo de especies al lugar (Montenegro y Vargas 2008; Hernández et al. 2014). Según Garwood (1989), tanto el banco de semillas como las recién dispersadas a través de la lluvia de semillas contribuyen al surgimiento de la vegetación secundaria; sin embargo, la contribución del banco de semillas parece ser más significativa si el sitio fue utilizado con una intensidad de moderada a baja (Barrera et al. 2010), lo cual correspondería con las características del área de estudio, cuyo período de abandono es de diez años.

De acuerdo a los análisis de cobertura, se encontró que la sucesión temprana estuvo influenciada en gran medida por las especies *C. clandestinus*, *O. corniculata*, *V. litoralis*, *Acacia melanoxylon* y *T. monspessulana*. Dentro de ellas, *Acacia melanoxylon* y *T. monspessulana* son especies exóticas invasoras, (Arias y Barrera 2007; Vargas et al. 2008), estas especies poseen características de historia de vida que las hace idóneas para colonizar y desarrollarse rápidamente en zonas con características adversas para otras especies y además tienen capacidad para crecer en condiciones como la deficiencia de nutrientes (Vargas et al. 2008; Solorza Bejarano 2012; Correia et al. 2014).

Según Arias y Barrera (2007), el pastoreo es un disturbio continuo, que modifica fuertemente la estructura y composición de especies. Por lo tanto, las especies adaptadas a estos regímenes compiten exitosamente con las especies nativas impidiendo el establecimiento de estas, ya que colonizan fácilmente y forman bancos de semillas persistentes (Alexander y D'Antonio 2003; Wright y Clarke 2007; Billoni et al. 2016).

### 6.6. Diversidad de especies en las parcelas.

La alta dominancia y baja riqueza de especies evidenciada mediante los índices y diferencias significativas de las pruebas estadísticas sobre todo en las parcelas del

tratamiento con perchas naturales, probablemente fue causada por la sombra y acumulación de hojarasca que impidieron el establecimiento de especies pioneras, generalmente heliófilas (Caluff y Fiallo 2008). Según Murcia (1997), la vegetación que crece bajo *Alnus acuminata*, una de las especies elegida en este estudio como percha natural, es más pobre, debido quizás al alto nivel de Nitrógeno en el suelo. En el caso de la acacia, Correia et al. (2014), reporta su capacidad para acumular biomasa y proyectar sombra debajo de la copa de los árboles, inhibiendo el crecimiento de otras especies. Por el contrario, los tratamientos control y perchas artificiales mostraron mayor diversidad durante todo el estudio.

Por su parte la diversidad en las parcelas del pastizal aumento ligeramente de muy baja a baja (Ramírez 1999), esto indica equidad baja y por ende alta dominancia de unas pocas especies. Los resultados demuestran que las condiciones de luz en áreas abiertas son ideales para el establecimiento de una gran variedad de especies herbáceas de rápido crecimiento (Caluff y Fiallo 2008). El pasto kikuyo (*P. clandestinum*) influyó directamente sobre la diversidad de cada muestreo ya que domino ampliamente en los tratamientos, probablemente por ser una especie perenne agresiva que crece a bajas temperaturas y puede invadir sitios donde las condiciones de luz, humedad y materia orgánica sean favorables para la germinación de sus semillas (Cudney et al. 1993; CABI 2015). Según Wilen y Holt (1996), el pasto kikuyo domina las matrices deforestadas entre fragmentos de bosque, debido a su resistencia a las condiciones extremas que se presentan en áreas abiertas, aprovechando la baja tolerancia de especies nativas a dichos ambientes.

*Cenchrus clandestinus* posee semillas persistentes que pueden permanecer largos periodos de tiempo en el suelo y mantienen su abundancia constante (Thompson et al. 1998; Fernández et al. 2015). También inviste una forma de crecimiento disperso y elevado debido a su alta tasa fotosintética (Wilen y Holt 1996), crea entrenudos largos y crece rápidamente produciendo nuevos nodos y estolones secundarios o rizomas para invadir territorio distante de los parentales (Fernández et al. 2015). En conjunto las características de historia de vida de *C. clandestinus* mencionadas anteriormente, actúan inhibiendo la germinación de semillas de otras especies que pueden arribar a los pastizales producto de mecanismos de dispersión como la ornitocoria (Holl et al. 2000; Reid y Holl 2013; Dias et al. 2014). Además, hay que recordar que para Colombia el pasto kikuyo está clasificado con un valor alto (6,71) dentro de la escala de especies con alto riesgo de Invasión (Baptiste et al. 2010).

### **6.7. Reclutamiento de plantas ornitócoras**

Solamente tres especies con mecanismo de dispersión ornitócora pudieron desarrollarse en las parcelas de los tratamientos (*P. peruviana*, *S. marginatum* y *L.*

*lycioides*), debido probablemente al tiempo de estudio, ya que según Shiels y Walker (2003), hay que darle más tiempo a las semillas dispersadas para germinar y establecerse, no obstante los resultados de este estudio concuerdan con Graham y Page (2012), en los cuales el reclutamiento de plántulas en 19 meses de seguimiento no fue representativo. También, hay que decir que las semillas de dichas especies no fueron encontradas en las trampas para semillas de ningún tratamiento, indicando que su procedencia pudo ser producto del banco de semillas del suelo (Zahawi et al. 2013).

Adicionalmente, el bajo reclutamiento pudo obedecer a factores como la predación de semillas, erosión, bajos nutrientes del suelo, falta de precipitaciones y competencia con plantas ruderales y exóticas (Guariguata 1990; Walker 1994; Cardona y Vargas 2004; Cantillo et al. 2009), dicha competencia fue vista con las especies herbáceas propias de la sucesión temprana, algunas de las cuales son reportadas como invasoras (Baptiste et al. 2010), de las cuales se destacaron: *Cenchrus clandestinus* y Fabáceas como *Teline monspessulana* y *A. melanoxyton* con presencia en los alrededores del área de estudio.

Por otro lado, las aves pudieron contribuir a generar competencia interespecífica entre plántulas (Loiselle 1990; Bas et al. 2006), al defecar las semillas en grupos con más de dos especies, ya que el tiempo, combinaciones y cantidad de las mismas pueden hacer variar la germinación (Pegman et al. 2016b), al respecto se puede mencionar que en las fecas de la Mirla negra se encontró mezcla de semillas de *A. Melanoxyton*, *M. pubescens* y *M. tamnifolia*.

Según Graham y Page (2012), el ambiente debajo de las perchas puede no ser apto para todas las especies dispersadas allí, ya que algunas plántulas de especies de etapas sucesionales avanzadas no toleran dichos espacios y sus condiciones. Guariguata y Ostertag (2002) indican que existen variables con aspectos tan exclusivos de cada especie que podrían modelar los patrones florísticos y la estratificación vertical, dentro de los cuales están: el momento de arribo de las semillas al sitio (su patrón fenológico), sus preferencias de sustrato (para germinación), la susceptibilidad de las plántulas al herbivorismo, la tolerancia a la competencia interespecífica y la tasa de crecimiento de los juveniles (De Steven 1991; Palik y Pregitzer 1993).

## 7. Conclusiones

Las perchas artificiales aumentaron la dispersión de semillas dispersadas por aves en la zona riparia, ya que existieron diferencias significativas con respecto al control, en el cual no se encontraron semillas ornitocoras, sin embargo, como se concluyó en otros trabajos, la germinación y establecimiento de especies ornitócoras es limitada, ya que algunas de las semillas potencialmente dispersadas por aves al parecer son poco aptas para competir con las especies ruderales invasoras como el pasto kikuyo, el cual está adaptado a las condiciones del área de estudio.

Las especies de aves que utilizaron las perchas fueron en su mayoría generalistas típicamente adaptadas a zonas intervenidas, el caso más conspicuo está representado por *T. fuscater* la cual dispersó incluso semillas de *Acacia melanoxylon*, fuerte invasora en este ecosistema, sin embargo se destaca por su gran papel como dispersora en ecosistemas degradados. Así mismo se recalca la asociación entre el garbancillo (*Duranta mutisii*) una planta nativa y su consumo por parte del ave *P. aureoventris*, debido al tamaño del fruto y el tamaño del pico de dicha ave.

Los esfuerzos por aumentar el reclutamiento bajo las perchas a través del escarificado resultaron efectivos para cambiar y dinamizar la trayectoria sucesional temprana, que antes era dominada por *C. clandestinus*, sin embargo, las semillas dispersadas por aves no demostraron un establecimiento significativo en las parcelas experimentales, hecho que pone en duda la efectividad de esta técnica como mecanismo para ayudar al establecimiento de especies de estados sucesionales posteriores, las cuales pueden contribuir a la recuperación de áreas de ribera en la microcuenca del río La Vega.



## 8. Recomendaciones

Realizar nuevos estudios teniendo en cuenta que el escarificado puede ser una herramienta para el control de especies herbáceas invasoras como el pasto kikuyo (*C. clandestinus*), el cual limita el establecimiento de otras especies en áreas afectadas por uso pecuario.

Se recomienda establecer áreas más grandes con escarificado debajo de las perchas para garantizar un mayor impacto debajo de las mismas y evitar la invasión del pastizal circundante, aumentando las probabilidades de éxito para las semillas dispersadas por aves.

Para mantener controladas a las especies de crecimiento rápido que por competencia pueden limitar el reclutamiento de especies ornitócoras sería pertinente hacer deshierbes periódicos en la medida de lo posible, no obstante hay que tener en cuenta que para trabajos de restauración a gran escala los costos podría aumentar.

Utilizar las perchas artificiales junto a núcleos de vegetación con especies que puedan incrementar la diversidad y posterior oferta de frutos.

Utilizar las perchas artificiales con prudencia, ya que se puede favorecer el reclutamiento de especies invasoras si no se realiza seguimiento y control al área debajo de las mismas.

Para finalizar, la microcuenca del río la Vega no solo presenta importancia ambiental sino que su historia y cultura son ricas, ya que fue un asentamiento muisca en el pasado, integrar a la comunidad Tunjana para que se apropie y defienda la microcuenca, daría peso a una restauración a gran escala de este ecosistema, convirtiéndose en un propósito loable y beneficioso para la comunidad en general.

## 9. Literatura citada

- Abrahamczyk, S., M. Kessler, D. Hanley, D. N. Karger, M. P. J. Müller, A. C. Knauer, F. Keller, M. Schwardtfeiger, y A. M. Humphreys. 2017. Pollinator adaptation and the evolution of floral nectar sugar composition. *Journal of Evolutionary Biology* 30 (1): 112–127.
- Acero, A. M., y F. Cortés. 2014. Propagación de especies nativas de la microcuenca del río La Vega, Tunja, Boyacá, con potencial para la restauración ecológica. *Revista académica colombiana de ciencias* 38 (147): 195–205.
- Acosta, D. C., M. C. Muñoz, G. Alba Marina Torres, y G. Corredor. 2012. Diet and seed dispersal: Does the Colombian Chachalaca (*Oreortyx columbianus*) affect germination of ingested seeds? *Ornitología Neotropical* 23 (3): 439–453.
- Acosta, N. 2005. Frutos y semillas de la reserva Natural Ranchería, Paipa, Boyacá (Colombia). *Tesis de pregrado Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia*.
- Aguilar, M., L. M. Renjifo, y J. Pérez. 2014. Seed dispersal by bats across four successional stages of a subandean landscape. *Biota Colombiana* 15.
- Aide, T. M., y J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2 (4): 219–229.
- Aide, T. M., M. L. Clark, H. R. Grau, D. López-Carr, M. A. Levy, D. Redo, M. Bonilla-Moheno, G. Riner, M. J. Andrade-Núñez, y M. Muñiz. 2013. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45 (2): 262–271.
- Alameda, D., y R. Villar. 2009. Moderate soil compaction: implications on growth and architecture in seedlings of 17 woody plant species. *Soil and Tillage Research* 103 (2): 325–331.
- Alarcón, D., y M. Parada. 2009. Fenología reproductiva de especies ornitófilas y ornitocoras del estrato de sotobosque en dos habitats del parque natural municipal Ranchería (Paipa-Boyacá). *trabajo de pregrado UPTC*.
- Alexander, J. M., y C. M. D'Antonio. 2003. Seed bank dynamic of French broom in coastal California grasslands: Effects of stand age and prescribed burning on control and restoration. *Restoration Ecology* 11 (2): 185–197.
- de Almeida, A., M. C. M. Marques, M. D. F. Ceccon, J. Vicente-Silva, y S. B. Mikich. 2016. Limited effectiveness of artificial bird perches for the establishment of seedlings and the restoration of Brazil's Atlantic Forest. *Journal for Nature Conservation* 34: 24–32.
- Alves, M. A. 2007. Sistemas de migrantes de aves em ambientes terrestres no Brasil: Exemplos, lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. *Revista Brasileira de Ornitologia*.
- Amaya-Villareal, Á. M., y L. M. Renjifo. 2010. Efecto del retamo espinoso (*Ulex europaeus*) sobre las aves de borde en un bosque altoandino. *Ornitología Colombiana* 10: 11–25.
- Amico, G. C., y M. A. Aizen. 2005. Dispersion de semillas por aves en un bosque templado de Sudamérica austral: Quien dispersa a quien? *Ecología Austral* 15 (1): 89–100.
- Amodeo, M. R., M. B. Vázquez, y S. M. Zalba. 2017. Generalist dispersers promote germination of an alien fleshy-fruited tree invading natural grasslands. *PLoS ONE* 12 (2).
- Ampoorter, E., P. De Frenne, M. Hermy, y K. Verheyen. 2011. Effects of soil compaction on growth and survival of tree saplings: a meta-analysis. *Basic and Applied Ecology* 12 (5): 394–402.
- Aoyama, K., T. Yoshida, A. Harada, M. Noguchi, H. Miya, y H. Shibata. 2011. Changes in carbon stock following soil scarification of non-wooded stands in Hokkaido, northern Japan. *Journal of Forest Research* 16 (1): 35–45.
- Ares, A., T. A. Terry, R. E. Miller, H. W. Anderson, y B. L. Flaming. 2005. Ground-based forest harvesting effects on soil physical properties and Douglas-fir growth. *Soil Science Society of America Journal* 69 (6): 1822–1832.
- Arias-Escobar, M. a., y J. . Barrera-Cataño. 2007. Caracterización florística y estructural de la vegetación vascular en áreas con diferente condición de abandono en la Cantera Soratama, localidad de Usaquén, Bogotá. *Universitas Scientiarum* 2 (12): 25–46.
- Armesto, J. J., S. Bautista, E. Del Val, B. Ferguson, X. García, A. Gaxiola, H. Godínez-Álvarez, et al. 2007. Towards an ecological restoration network: reversing land degradation in Latin America. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5 (4): w1–w4.
- Aronson, J., y D. a. Falk. 2007. Highlights from The Science and Practice of Ecological Restoration

- Series. *Society for Ecological Restoration International: SER Restoration Reader*: 1–97.
- Arroyo, V., F. P. L. Melo, M. Martínez-Ramos, F. Bongers, R. L. Chazdon, J. A. Meave, N. Norden, B. A. Santos, I. R. Leal, y M. Tabarelli. 2015. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*.
- Athiê, S., y M. M. Dias. 2016. Use of perches and seed dispersal by birds in an abandoned pasture in the Porto Ferreira state park, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 76 (1): 1–13.
- Baptiste, M. P., N. Castaño, C. a. Lasso, D. Cárdenas, F. D. P. Gutiérrez, y D. L. Gil. 2010. *Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia*. ... Bogotá, DC, Colombia.
- Bariteau, L., D. Bouchard, G. Gagnon, M. Levasseur, S. Lapointe, y M. Bérubé. 2013. A riverbank erosion control method with environmental value. *Ecological Engineering* 58: 384–392.
- Barrera, J. I., S. M. Contreras, N. V. Garzón, A. C. Moreno, y S. P. Montoya. 2010. *Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital*.
- Bas, J. M., P. Pons, y C. Gómez. 2006. Exclusive frugivory and seed dispersal of *Rhamnus alaternus* in the bird breeding season. *Plant Ecology* 183 (1): 77–89.
- Bascompte, J., y C. J. Melián. 2005. Simple trophic modules for complex food webs. *Ecology* 86 (11): 2868–2873.
- Bassett, I. E., R. C. Simcock, y N. D. Mitchell. 2005. Consequences of soil compaction for seedling establishment: implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology* 30 (8): 827–833.
- Begon, M., J. L. Harper, y C. R. Townsend. 2006. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell science. Vol. 3rd Editio.
- Billoni, S. L., P. L. Peri, y H. A. Bahamonde. 2016. Response of vegetation to management by cuttings along strips in a *Mulguraea tridens* shrubland in southern Patagonia. *Ecologia Austral* 26 (3): 293–304.
- Blinn, C. R., y M. A. Kilgore. 2001. Riparian management practices - A summary of state guidelines. *Journal of Forestry* 99 (8): 11–17.
- Blondel, J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100 (2): 223–231.
- Bocchese, R. A., A. K. M. de Oliveira, S. Favero, S. J. dos Santos Garnés, y V. A. Laura. 2008. Seed rain and seedling establishment under isolated trees and artificial perches by dispersal seed birds, on a Cerrado region, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de ornitologia* 16 (3): 207–213.
- Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Ed. O. de B. Capdevilla.
- Brokaw, N. V. L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*.
- Buainain, N., M. L. Gaspar, y C. P. de Assis. 2016. Detailed description and seasonal variation in the diet of the Silvery-Cheeked Antshrike *Sakesphorus cristatus* (Wied, 1831) (Aves: *Thamnophilidae*) in a Brazilian semi-arid forest. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23 (4): 405–416.
- Budney, G. F., y R. W. Grotke. 1997. Techniques for Audio Recording Vocalizations of Tropical Birds. *Ornithological Monographs* 48: 147–163.
- Burgos, J., A. Villota, y S. J. T. Fernández. 2003. Aplicación de la metodología de complejos simpliciales en las interacciones biológicas de Frugivoría y dispersión de semillas en grupo de aves de la Reserva Biológica de Carpanta. *Colombia Forestal* 8 (16): 32–47.
- Burgos, J., A. Villota, y S. Torres. 2003. Aplicación de la metodología de complejos simpliciales en las interacciones biológicas de frugivoría y dispersión de semillas de un grupo de aves de la Reserva Biológica de Carpanta. *Colombia Forestal* 8 (16): 31–47.
- Butler, M., y S. Heyes. 2006. *Corangamite Region Guidelines* 1–5.
- CABI. 2015. Centre for Agriculture and Bioscience International (Cabi). *Cenchrus clandestinus*. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/39765>.
- Cabrera, A., y Y. Caicedo. 2011. Dieta de semilleros en un bosque subandino. *Revista de ciencias* 1 (1): 1–8.
- Cabrera, G. C. L. 2013. Laurel de cera (*Morella pubescens*), especie promisorio de usos múltiples

- empleada en agroforestería. *Revista Agroforestería Neotropical* 1 (1).
- Caluff, M. G., y V. R. F. Fiallo. 2008. Malezas pteridofíticas de Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional*: 51–56.
- Cantillo, E., a. Lozada, y G. Pinzón. 2009. Caracterización Sucesional Para La Restauración De La Reserva Forestal Cárpatos, Guasca, Cundinamarca. *Colombia Forestal* 12: 103–118.
- Cardona, A., y O. Vargas. 2004. El banco de semillas germinable de especies leñosas en dos bosques subandinos y su importancia para la restauración ecológica (Reserva biológica Cachalú- Santander, Colombia). *Colombia Forestal* 8 (17): 60–74.
- Carlo, T. A., y J. M. Morales. 2016. Generalist birds promote tropical forest regeneration and increase plant diversity via rare-biased seed dispersal. *Ecology* 97 (7): 1819–1831.
- Carlo, T. A., y S. Yang. 2011. Network models of frugivory and seed dispersal: Challenges and opportunities. *Acta Oecologica* 37 (6): 619–624.
- Caves, E. M., S. B. Jennings, J. HilleRisLambers, J. J. Tewksbury, y H. S. Rogers. 2013. Natural Experiment Demonstrates That Bird Loss Leads to Cessation of Dispersal of Native Seeds from Intact to Degraded Forests. *PLoS ONE* 8 (5).
- Ceccon, E. 2003. Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias* 72: 46–53.
- Celentano, D., G. X. Rousseau, V. L. Engel, M. Zelarayán, E. C. Oliveira, A. C. M. Araujo, y E. G. de Moura. 2017. Degradation of Riparian Forest Affects Soil Properties and Ecosystem Services Provision in Eastern Amazon of Brazil. *Land Degradation and Development* 28 (2): 482–493.
- César, R. G., R. A. G. Viani, M. C. da Silva, y P. H. S. Brancalion. 2014. Does a native grass (*Imperata brasiliensis* Trin.) limit tropical forest restoration like an alien grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.)? *Tropical Conservation Science* 7 (4): 639–656.
- Charles, L. S., J. M. Dwyer, y M. M. Mayfield. 2017. Rainforest seed rain into abandoned tropical Australian pasture is dependent on adjacent rainforest structure and extent. *Austral Ecology* 42 (2): 238–249.
- Charnov, E. L. 1976. Optimal foraging theory: the marginal value theorem. *Theoretical Population Biology* 9: 129–136.
- Chase, J. W., G. A. Benoy, S. W. R. Hann, y J. M. Culp. 2016. Small differences in riparian vegetation significantly reduce land use impacts on stream flow and water quality in small agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* 71 (3): 194–205.
- Chazdon, R. L., S. G. Letcher, M. van Breugel, M. Martinez-Ramos, F. Bongers, y B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362 (1478): 273–289.
- Cheatle, R. J. 1991. Tree growth on a compacted Oxisol. *Soil and Tillage Research* 19 (2–3): 331–344.
- Chesser, R. T. 1994. Migration in South America: an overview of the austral system. *Bird Conservation International* 4 (2–3): 91–107.
- Chikilian, M., y N. Bee De Speroni. 1996. Comparative study of the digestive system of three species of tinamou. I. *Crypturellus tataupa*, *Nothoprocta cinerascens*, and *Nothura maculosa* (Aves: Tinamidae). *Journal of Morphology* 228 (1): 77–88.
- Chmel, K., J. Riegert, L. Paul, y V. Novotný. 2016. Vertical stratification of an avian community in New Guinean tropical rainforest. *Population Ecology* 58 (4): 535–547.
- Clavijo, M. 2006. Perchas artificiales como facilitadores de la dispersión de semillas por aves en un área intervenida por el uso agropecuario. *Tesis de grado, Pontificia Universidad Javeriana*.
- Clements, F. 1916. Plant sucession, analysis of the development of vegetation. *Carnegie Institution of Washington* (242).
- Colwell, R. . 2013. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. USA: Univesidad de Connecticut.
- Connell, J. H., y R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American Naturalist* 111 (982): 1119–1144.

- Correia, M., S. Castro, V. Ferrero, J. A. Crisóstomo, y S. Rodríguez-Echeverría. 2014. Reproductive biology and success of invasive Australian acacias in Portugal. *Botanical Journal of the Linnean Society* 174 (4): 574–588.
- Croke, J., C. Thompson, y K. Fryirs. 2017. Prioritising the placement of riparian vegetation to reduce flood risk and end-of-catchment sediment yields: Important considerations in hydrologically-variable regions. *Journal of Environmental Management* 190: 9–19.
- Cudney, D. W., J. A. Downer, V. A. Gibeault, J. M. Henry, y J. S. Reints. 1993. Kikuyugrass (*Cenchrus clandestinus*) management in turf. *Weed Technology* 7 (1): 180–184.
- Cunha, F. Da, J. Fontenelle, y M. Preto. 2014. Registros de tumulto em aves no Brasil: uma revisão usando a plataforma WikiAves. *Ao.Com.Br.* 46–53.
- Dassot, M., y C. Collet. 2015. Manipulating seed availability, plant competition and litter accumulation by soil preparation and canopy opening to ensure regeneration success in temperate low-mountain forest stands. *European Journal of Forest Research* 134 (2): 247–259.
- Deagle, B. E., N. J. Gales, K. Evans, S. N. Jarman, S. Robinson, R. Trebilco, y M. A. Hindell. 2007. Studying seabird diet through genetic analysis of faeces: A case study on macaroni penguins (*Eudyptes chrysolophus*). *PLoS ONE* 2 (9).
- Derugin, V. V., J. G. Silveira, G. H. Golet, y G. Lebuhn. 2016. Response of medium- and large-sized terrestrial fauna to corridor restoration along the middle Sacramento River. *Restoration Ecology* 24 (1): 128–136.
- Dias, F. Umetsu, y T. Breier. 2014. Contribution Of Artificial Perches To Seed Dispersal And Its Application To Forest Restoration. *Ciência Florestal, Santa Maria* 24 (2): 501–507.
- Donoso, C. 2006. *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología.*
- Donoso, I., D. García, J. Rodríguez-Pérez, y D. Martínez. 2016. Incorporating seed fate into plant–frugivore networks increases interaction diversity across plant regeneration stages. *Oikos* 125 (12): 1762–1771.
- Drössler, L., N. Fahlvik, N. K. Wysocka, K. Hjelm, y C. Kuehne. 2017. Natural regeneration in a multi-layered *Pinus sylvestris*-*Picea abies* forest after target diameter harvest and soil scarification. *Forests* 8 (2).
- Drury, W. H., y I. C. T. Nisbet. 1973. SUCCESSION. *Journal of the Arnold Arboretum* 54 (3): 331–368.
- Duncan, R. S., y C. A. Chapman. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecological Applications* 9 (3): 998–1008.
- Ehrenfeld, J. G., y L. a Toth. 1997. Restoration Ecology y and the Ecosystem Perspective. *Restoration Ecology* 5 (4): 307–317.
- Elgar, A. T., K. Freebody, C. L. Pohlman, L. P. Shoo, y C. P. Catterall. 2014. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. *Frontiers in Plant Science* 5 (May): 200.
- Eriksson, O. 2016. Evolution of angiosperm seed disperser mutualisms: The timing of origins and their consequences for coevolutionary interactions between angiosperms and frugivores. *Biological Reviews* 91 (1): 168–186.
- Eriksson, O., E. M. Friis, y P. Löfgren. 2000. Seed size, fruit size, and dispersal systems in angiosperms from the Early Cretaceous to the Late Tertiary. *The American Naturalist* 156 (1): 47–58.
- Fernández-Murillo, M. P., A. Rico, y P. Kindlmann. 2015. Exotic plants along roads near La Paz, Bolivia. *Weed Research* 55 (6): 565–573.
- Ferreira, G. Â., y C. de Melo. 2016. Artificial roosts as seed dispersal nuclei in a cerrado area in Triângulo Mineiro, Brazil. *Bioscience Journal* 32 (2): 514–523.
- Fleming, R. L., R. F. Powers, N. W. Foster, J. M. Kranabetter, D. A. Scott, F. Ponder Jr, S. Berch, W. K. Chapman, R. D. Kabzems, y K. H. Ludovici. 2006. Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on 5-year seedling performance: a regional comparison of Long-Term Soil Productivity sites. *Canadian Journal of Forest Research* 36 (3):

529–550.

- Francksen, R. M., M. J. Whittingham, y D. Baines. 2016. Assessing prey provisioned to Common Buzzard *Buteo buteo* chicks: a comparison of methods. *Bird Study*: 1–8.
- Gabriel, V. D. A., y M. A. Pizo. 2005. Foraging behavior of tyrant flycatchers (Aves, Tyrannidae) in Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22 (4): 1072–1077.
- Galindo, J., S. Guevara, y V. J. Sosa. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14 (6): 1693–1703.
- García, D., y R. Ortiz-Pulido. 2004. Patterns of resource tracking by avian frugivores at multiple spatial scales: Two case studies on discordance among scales. *Ecography* 27 (2): 187–196.
- Garwood, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. *Ecology of soil seed banks* 149: 210.
- Gauthier, M.-M., M.-C. Lambert, y S. Bédard. 2016. Effects of harvest gap size, soil scarification, and vegetation control on regeneration dynamics in sugar maple-yellow birch stands. *Forest Science* 62 (2): 237–246.
- Gebauer, R., y M. Martinková. 2005. Effects of pressure on the root systems of Norway spruce plants (*Picea abies* [L.] Karst.). *Journal of Forest Science* 51: 268–275.
- Gho, D., C. Smith-Ramírez, I. A. Vásquez, y I. Díaz. 2015. Frugivory of *Persea lingue* (Lauraceae) and its effect on seed germination in southern Chile. *Gayana - Botanica* 72 (2): 250–257.
- Gillies, C. S., y C. C. St Clair. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (50): 19774–9.
- Gleason, H. A. 1926. The Individualistic Concept of the Plant Association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 21 (1): 92–110.
- Gomes, L. G. L., V. Oostra, V. Nijman, A. M. Cleef, y M. Kappelle. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biological Conservation* 141 (3): 860–871.
- González, E., A. Masip, E. Tabacchi, y M. Poulin. 2017. Strategies to restore floodplain vegetation after abandonment of human activities. *Restoration Ecology* 25 (1): 82–91.
- González, J. G. 1998. Dispersión de semillas por murciélagos: su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. *Acta Zoológica Mexicana* (73): 57–74.
- González, J. P. 2010. Fragmentation, habitat composition and the dispersal/predation balance in interactions between the mediterranean myrtle and avian frugivores. *Ecography* 33 (1): 185–197.
- Goodwid, C. N., C. P. Hawkins, y J. L. Kershner. 1997. Riparian Restoration in the Western United States: Overview and Perspective. *Restoration Ecology* 5 (4S): 4–14.
- Gorchov, D. L., F. Cornejo, C. Ascorra, y M. Jaramillo. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio* 107–108 (1): 339–349.
- Gosper, C. R., C. D. Stansbury, y G. Vivian-Smith. 2005. Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. *Diversity and Distributions* 11 (6): 549–558.
- Graham, L. B., y S. E. Page. 2012. Artificial Bird Perches for the Regeneration of Degraded Tropical Peat Swamp Forest: A Restoration Tool with Limited Potential. *Restoration Ecology* 20 (5): 631–637.
- Granados-Sánchez, D., M. Á. Hernández-García, y G. F. López-Ríos. 2006. Ecología de las Zonas Ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12 (1): 55–69.
- Grigoriadis, N., S. Spyroglou, S. Grigoriadis, y P. Klapanis. 2014. Effect of soil scarification on natural regeneration of mature scots pine (*Pinus sylvestris*) stands in Greece. *Global Nest Journal* 16 (4): 732–742.
- Griscom, H. P., y M. S. Ashton. 2011. Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1564–1579.
- Guariguata, M. R. 1990. Landslide disturbance and forest regeneration in the upper Luquillo Mountains of Puerto Rico. *The Journal of Ecology*: 814–832.
- Guariguata, M. R., y R. Ostertag. 2002. Sucesión secundaria. *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (January): 591–623.

- Guedes, M. C., V. A. Melo, y J. J. Griffith. 1997. Uso de poleiros artificiais e ilhas de vegetação por aves dispersoras de sementes. *Ararajuba* 5: 229–232.
- De Guevara, I. H.-L., O. R. Rojas-Soto, F. López-Barrera, F. Puebla-Olivares, y C. Díaz-Castelazo. 2012. Seed dispersal by birds in a cloud forest landscape in central Veracruz, Mexico: Its role in passive restoration. *Revista Chilena de Historia Natural* 85 (1): 89–100.
- Guevara, S., S. E. Purata, y E. Van der Maarel. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66 (2): 77–84.
- Guidetti, B. Y., G. C. Amico, S. Dardanelli, y M. A. Rodriguez-Cabal. 2016. Artificial perches promote vegetation restoration. *Plant Ecology* 217 (7): 935–942.
- Gutiérrez, G., F. C. Pérez, y N. L. G. Albarrán. 2015. Compost Como Inductor De La Sucesión Vegetal En Un Área Afectada Por Minería A Cielo Abierto En La Microcuenca Del Río La Vega, Tunja, Boyacá. *Colombia Forestal* 18 (2): 241–254.
- Hamilton, B. T., B. L. Roeder, K. A. Hatch, D. L. Eggett, y D. Tingey. 2015. Why is small mammal diversity higher in riparian areas than in uplands? *Journal of Arid Environments* 119: 41–50.
- Harris, J. A., R. J. Hobbs, E. Higgs, y J. Aronson. 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*.
- Hartz, S. M., G. C. Pinheiro, A. de Mendonça-Lima, y L. da S. Duarte. 2012. The potential role of migratory birds in the expansion of araucaria forest. *Natureza e Conservacao* 10 (1): 52–56.
- Harvey, C. A. 2000. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscapes in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* 10 (1): 155–173.
- Hawkins, C. 1989. Guilds: The Multiple Meanings Of A Concept. *Annual Review of Entomology* 34 (1): 423–451.
- Heitor, A., B. Indraratna, y C. Rujikiatkamjorn. 2016. Small Strain Behaviour of a Compacted Subgrade Soil. En *Procedia Engineering*, 143:260–267.
- Heleno, R., S. Blake, P. Jaramillo, A. Traveset, P. Vargas, y M. Nogales. 2011. Frugivory and seed dispersal in the Galápagos: What is the state of the art? *Integrative Zoology* 6 (2): 110–129.
- Hernández, L. L., O. M. Roa, y F. Cortés. 2014. Crecimiento de *Baccharis macrantha* y *Viburnum triphyllum*, dos especies nativas útiles en restauración ecológica, plantadas en un pastizal andino (Boyacá, Colombia). *Biota Colombiana* 15.
- Herrera, C. M. 1992. Interspecific variation in fruit shape: allometry, phylogeny, and adaptation to dispersal agents. *Ecology* 73 (5): 1832–1841.
- Herrera, C. M. 2002. Seed dispersal by vertebrates. En *Plant–animal interactions: an evolutionary approach*, 185–208.
- Herrera, J. M., y D. Garcia. 2009. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: Being alone is not always so sad. *Biological Conservation* 142 (1): 149–158.
- Higuera, E. E. C., V. C. Gutiérrez, D. F. P. Mondragón, y C. L. Alvarado. 2008. Caracterización y valoración del potencial de regeneración del banco de semillas germinable de la Reserva forestal Cárpatos (Guasca, Cundinamarca). *Revista Colombia Forestal Vol* 11: 45–70.
- Hilty, S. L., W. L. Brown, y H. A. Lopez. 2001. *Guía de las aves de Colombia*. American Bird Conservancy.
- Hobbs, R. J. 2016. Degraded or just different? Perceptions and value judgements in restoration decisions. *Restoration Ecology*.
- Hobbs, R. J., E. S. Higgs, y C. M. Hall. 2013. *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*. *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*.
- Hoffmann, D., y M. Rodrigues. 2011. Breeding biology and reproductive success of *Polystictus superciliosus* (Aves: Tyrannidae), an uncommon tyrant-flycatcher endemic to the highlands of eastern Brazil. *Zoologia (Curitiba, Impresso)* 28 (3): 305–311.
- Holdridge, L. R. 1987. *Ecología basada en zonas de vida*. Agroamérica.
- Holl, K. 1998. Do perching bird structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned pasture? *Restoration Ecology* 6 (3): 253–261.
- Holl, K. D., y T. M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1558–1563.
- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V. Lin, y I. A. Samuels. 2000. Tropical Montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8 (4):

- 339–349.
- Holl, K. D., R. A. Zahawi, R. J. Cole, R. Ostertag, y S. Cordell. 2011. Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. *Restoration Ecology* 19 (4): 470–479.
- Holl, K., y M. Kappelle. 1999. Tropical forest recovery and restoration (San Juan, Puerto Rico USA). *Trends in Ecology and Evolution* 14 (10): 378–379.
- Holmes, R. T., R. E. B. Jr., y S. W. Pacala. 1979. Guild Structure of the Hubbard Brook Bird Community: A Multivariate Approach. *Ecology* 60 (3): 512–520.
- Hooper, E., P. Legendre, y R. Condit. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42 (6): 1165–1174.
- Hope, G. D. 2007. Changes in soil properties, tree growth, and nutrition over a period of 10 years after stump removal and scarification on moderately coarse soils in interior British Columbia. *Forest Ecology and Management* 242 (2–3): 625–635.
- Horn, H. S. 1974. The Ecology of Secondary Succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5 (1): 25–37.
- Horsley, T. W. B., J. E. Bicknell, B. K. Lim, y L. K. Ammerman. 2015. Seed Dispersal by Frugivorous Bats in Central Guyana and a Description of Previously Unknown Plant-Animal Interactions. *Acta Chiropterologica* 17 (2): 331–336.
- Howe, H. F. 2016. Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. *Global Ecology and Conservation* 6: 152–178.
- Howe, H. F., y J. Smallwood. 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13 (1): 201–228.
- Hoyos, J. M., y C. L. Cabrera. 1999. *Guía para el cultivo, aprovechamiento y conservación del laurel de cera, Myrica pubescens H. & B. ex Willdenow*. Vol. 13. Convenio Andrés Bello.
- Ingle, N. 2003. Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia* 134: 251–261.
- Izhaki, I. 2002. *The Role of Fruit Traits in Determining Fruit Removal in East. Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution, and Conservation*.
- Jäärats, A., A. Sims, y H. Seemen. 2012. The effect of soil scarification on natural regeneration in forest Microsites in Estonia. *Baltic Forestry* 18 (1): 133–143.
- Janišová, M., I. Škodová, K. Hegedúšová, y J. Kochjarová. 2017. Seed bank and seedling recruitment of endangered *Tephrosia longifolia* subsp. *moravica* (Asteraceae). *Folia Geobotanica*.
- Johansen, S. M., D. J. Horn, y T. E. Wilcoxon. 2014. Factors influencing seed species selection by wild birds at feeders. *Wilson Journal of Ornithology* 126 (2): 374–381.
- Johansson, K., E. Ring, y L. Högbom. 2013. Effects of pre-harvest fertilization and subsequent soil scarification on the growth of planted *Pinus sylvestris* seedlings and ground vegetation after clear-felling. *Silva Fennica* 47 (4).
- Jordano, P. 2000. Fruits and Frugivory. En *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, editado por M. Fenner, 2:125–166. New York: CABI publishing.
- Jordano, P. 2007. Frugivores, seeds and genes: analysing the key elements of seed shadows. En *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*, editado por Andrew Dennis et al., 229–251. Cambridge: CABI publishing.
- Jordano, P., M. Galetti, M. a Pizo, y W. R. Silva. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. En *Essências em Biologia da Conservação*, 5:411–436. São Paulo, Brasil.: Editorial Rima.
- Kattan, G. H., H. Alvarez-Lopez, y M. Giraldo. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8 (1): 138–146.
- Kleyheeg, E., y C. H. A. van Leeuwen. 2015. Regurgitation by waterfowl: An overlooked mechanism for long-distance dispersal of wetland plant seeds. *Aquatic Botany* 127: 1–5.
- Kozłowski, T. T. 1999. Soil Compaction and Growth of Woody Plants. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14 (6): 596–619.
- Kraft, T. S., S. J. Wright, I. Turner, P. W. Lucas, C. E. Oufiero, M. N. Supardi Noor, I.-F. Sun, y N. J. Dominy. 2015. Seed size and the evolution of leaf defences. *Journal of Ecology* 103 (4):



- 1057–1068.
- Kuglerová, L., K. Botková, y R. Jansson. 2017. Responses of riparian plants to habitat changes following restoration of channelized streams. *Ecohydrology* 10 (1).
- De La Peña, M., C. Martínez-Garza, S. Palmas-Pérez, E. Rivas-Alonso, y H. F. Howe. 2014. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. *PLoS ONE* 9 (8).
- Laborde, J., S. Guevara, y G. Sanchez-Rios. 2008. Tree and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rainforest trees outside forest fragments 1. *Ecoscience* 15 (1): 6–16.
- Lebrija-Trejos, E., J. A. Meave, L. Poorter, E. A. Perez-Garcia, y F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12 (4): 267–275.
- Lees, A. C., y C. A. Peres. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22 (2): 439–449.
- Levey, D. J. 1987. Seed size and fruit handling techniques of avian frugivores. *The American Naturalist* 129 (4): 471–485.
- Levey, D. J., T. C. Moermond, y J. S. Denslow. 1994. Frugivory: an overview. En *La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest*, 282–294.
- de Lima, R. E. M., M. de Sá Dechoum, y T. T. Castellani. 2015. Native seed dispersers may promote the spread of the invasive Japanese raisin tree (*Hovenia dulcis* thunb.) in seasonal deciduous forest in southern Brazil. *Tropical Conservation Science* 8 (3): 846–862.
- Loiselle, B. A. 1990. Seeds in droppings of tropical fruit-eating birds: importance of considering seed composition. *Oecologia* 82 (4): 494–500.
- Lomáscolo, S. B. 2016. Indirect assessment of seed dispersal effectiveness for solanum riparium (Solanaceae) based on habitat use and rate of fruit disappearance. *Ecologia Austral* 26 (1): 64–71.
- Londe, V., H. C. de Sousa, y A. R. Kozovits. 2017. Exotic and invasive species compromise the seed bank and seed rain dynamics in forests undergoing restoration at urban regions. *Journal of Forestry Research*.
- Lyon, J., y N. M. Gross. 2005. Patterns of plant diversity and plant–environmental relationships across three riparian corridors. *Forest Ecology and Management* 204 (2): 267–278.
- Mahecha, G., A. Ovalle, D. Camelo, A. Roza, y D. Barrero. 2004. Vegetación del territorio CAR. 450 especies de sus llanuras y montañas. En *Bogotá, Colombia* 871pp.
- Marthy, W., Y. Clough, y T. Tschardt. 2017. Assessing the potential for avifauna recovery in degraded forests in Indonesia. *Raffles Bulletin of Zoology* 65: 35–48.
- Martin, P. A., D. L. Johnson, D. J. Forsyth, y B. D. Hill. 2000. Effects of two grasshopper control insecticides on food resources and reproductive success of two species of grassland songbirds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19 (12): 2987–2996.
- Martinez-Garza, C., y H. F. Howe. 2003. Restoring tropical diversity: Beating the time tax on species loss. *Journal of Applied Ecology*.
- Martínez, D., y D. García. 2016. Role of Avian Seed Dispersers in Tree Recruitment in Woodland Pastures. *Ecosystems*.
- Martínez Orea, Y., S. Castillo Argüero, y P. Guadarrama Chávez. 2009. La dispersión de frutos y semillas y la dinámica de comunidades. *Ciencias* 96 (96).
- Mattsson, S., y U. Bergsten. 2003. Pinus contorta growth in northern Sweden as affected by soil scarification. *New Forests* 26 (3): 217–231.
- McClanahan, T., y R. Wolfe. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7 (2): 279–287.
- McDonnell, M. J., y E. W. Stiles. 1983. McDonnell et al 1983.pdf. *Oecologia*.
- McMullan, M., A. Quevedo, y T. M. Donegan. 2011. *Guía de Campo de las Aves de Colombia. Fundación ProAves, Bogotá*.
- McWilliams, S. R., E. Caviedes-Vidal, y W. Karasov. 1999. Digestive Adjustments in Cedar Waxwings to High Feeding Rate. *Journal of Experimental Zoology*... 283 (June): 394–407.
- Medina, W., D. C. Macana García, y F. Sánchez. 2015. Aves y mamíferos de bosque altoandino-páramo en el páramo de Rabanal (Boyacá-Colombia) Birds and Mammals of High Mountain Ecosystems in the Rabanal Paramo (Boyacá-Colombia). *Revista Ciencia en Desarrollo* 6 (2):

- 185–198.
- Miller, M. L., K. M. Ringelman, J. M. Eadie, y J. C. Schank. 2017. Time to fly: A comparison of marginal value theorem approximations in an agent-based model of foraging waterfowl. *Ecological Modelling* 351: 77–86.
- Miller, R. E., W. Scott, y J. W. Hazard. 1996. Soil compaction and conifer growth after tractor yarding at three coastal Washington locations. *Canadian Journal of Forest Research* 26 (2): 225–236.
- Mo, M., y D. R. Waterhouse. 2016. Diet of the Satin Bowerbird *Ptilonorhynchus violaceus* in the illawarra region, New South Wales, Australia. *Corella* 40 (2): 36–42.
- Montenegro, A., y O. Vargas. 2008. Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). *Biología tropical* 56 (3): 1543–1556.
- Montilla, A. D. J., y H. A. Pacheco Gil. 2017. Comportamiento temporal y espacial del bosque ribereño en el curso bajo del río portoviejo y la quebrada chilán, provincia de Manabí, Ecuador. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 33 (1): 21–35.
- Mora, F., M. Martínez-Ramos, G. Ibarra-Manríquez, A. Pérez-Jiménez, J. Trilleras, y P. Balvanera. 2015. Testing chronosequences through dynamic approaches: time and site effects on tropical dry forest succession. *Biotropica* 47 (1): 38–48.
- Mora, J. P., y C. Smith-Ramírez. 2016. Are birds, wind and gravity legitimate dispersers of fleshy-fruited invasive plants on Robinson Crusoe Island, Chile? *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 224: 167–171.
- Morales, J. M., D. García, D. Martínez, J. Rodríguez-Pérez, y J. M. Herrera. 2013. Frugivore Behavioural Details Matter for Seed Dispersal: A Multi-Species Model for Cantabrian Thrushes and Trees. *PLoS ONE* 8 (6).
- Moran, C., C. P. Catterall, y J. Kanowski. 2009. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of frugivore species in fragmented rainforest. *Biological Conservation* 142 (3): 541–552.
- Mueller-Dombois, D., y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. *Wiley* (August): 93–135.
- Muller, I., M. Delisle, M. Ollitrault, y I. Bernez. 2016. Responses of riparian plant communities and water quality after 8 years of passive ecological restoration using a BACI design. *Hydrobiologia* 781 (1): 67–79.
- Murakami, M., y S. Nakano. 2000. Species-specific bird functions in a forest-canopy food web. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 267 (1453): 1597–1601.
- Murcia, C. 1997. Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. En *Forest Ecology and Management*, 99:163–170.
- Musetta, J., E. Muto, D. Kreutzweiser, y P. Sibley. 2017. Wildfire in boreal forest catchments influences leaf litter subsidies and consumer communities in streams: Implications for riparian management strategies. *Forest Ecology and Management* 391: 29–41.
- Naiman, R. J., R. E. Bilby, y P. a. Bisson. 2000. Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. *BioScience* 50 (11): 996.
- Naiman and, R. J., y H. Decamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics* 28 (1): 621–658.
- Naranjo, L. G., J. D. Amaya, D. Eusse, y Y. Cifuentes. 2012. Guía de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia: Aves vol. 1. *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, WWF Colombia, Bogotá DC, Colombia* 708.
- Newton, I. 1967. The Feeding Ecology of the Bullfinch (*Pyrrhula pyrrhula* L.) in Southern England. *Journal of Animal Ecology* 36 (3): 721–744.
- Noble, I. R., y R. O. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43 (1): 5–21.
- Norden, N., R. C. G. Mesquita, T. V. Bentos, R. L. Chazdon, y G. B. Williamson. 2011. Contrasting community compensatory trends in alternative successional pathways in central Amazonia. *Oikos* 120 (1): 143–151.
- Novoa F M Lopez-Calleja & F Bozinovic, C. V. 1996. Seasonal changes in diet, digestive

- morphology and digestive efficiency in the rufous-colored sparrow (*Zonotrichia capensis*) in central-Chile TT - Seasonal changes in diet, digestive morphology and digestive efficiency in the rufous-colored sparrow (*Zo. Condor* 98: 873-876.
- Olivier, P. I., y R. J. van Aarde. 2017. The response of bird feeding guilds to forest fragmentation reveals conservation strategies for a critically endangered African eco-region. *Biotropica* 49 (2): 268–278.
- Ozawa, M., H. Shibata, F. Satoh, y K. Sasa. 2001. Effects of surface soil removal on dynamics of dissolved inorganic nitrogen in a snow-dominated forest. *The Scientific World Journal* 1: 527–533.
- Palacio, F. X., M. Valoy, F. Bernacki, M. S. Sánchez, M. G. Núñez-Montellano, O. Varela, y M. Ordano. 2017. Bird fruit consumption results from the interaction between fruit-handling behaviour and fruit crop size. *Ethology Ecology and Evolution* 29 (1): 24–37.
- Palik, B. J., y K. S. Pregitzer. 1993. The vertical development of early successional forests in northern Michigan, USA. *Journal of Ecology* 81 (2): 271–285.
- Palviainen, M., L. Finer, H. Mannerkoski, S. Piirainen, y M. Starr. 2005. Changes in the above- and below-ground biomass and nutrient pools of ground vegetation after clear-cutting of a mixed boreal forest. En *Plant and Soil*, 275:157–167.
- Pardo, M. 2008. Murciélagos del área de amortiguación del parque natural municipal Rancheria, Paipa-Boyacá. *Prospectiva científica* 13 (13): 71–80.
- Parejo-Farnés, C., J. J. Robledo-Arnuncio, R. G. Albaladejo, E. Rubio-Pérez, y A. Aparicio. 2017. Effects of habitat fragmentation on parental correlations in the seed rain of a bird-dispersed species. *Tree Genetics and Genomes* 13 (1).
- Parra, C. 2003. Revisión taxonómica de la familia Myricaceae en Colombia. *Caldasia* 25 (1): 23–64.
- Parrott, D. L., J. M. Lhotka, y J. W. Stringer. 2013. The effect of soil scarification on quercus seedling establishment within upland stands of the northern cumberland plateau. *Northern Journal of Applied Forestry* 30 (3): 125–130.
- Pearce, N. J. T., y A. G. Yates. 2017. Intra-annual variation of the association between agricultural best management practices and stream nutrient concentrations. *Science of the Total Environment* 586: 1124–1134.
- Pedley, L. 1978. A revision of acacia mill. In queensland. *Austrobaileya* 1 (2): 75–234.
- Pegman, A. P. M., G. L. W. Perry, y M. N. Clout. 2016a. Exploring the interaction of avian frugivory and plant spatial heterogeneity and its effect on seed dispersal kernels using a simulation model. *Ecography*.
- . 2016b. Size-based fruit selection by a keystone avian frugivore and effects on seed viability. *New Zealand Journal of Botany*.
- Picco, L., F. Comiti, L. Mao, A. Tonon, y M. A. Lenzi. 2017. Medium and short term riparian vegetation, island and channel evolution in response to human pressure in a regulated gravel bed river (Piave River, Italy). *Catena* 149: 760–769.
- Pickett, S. T. A., S. L. Collins, y J. J. Armesto. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review* 53 (3): 335–371.
- Piirainen, S., L. Finér, H. Mannerkoski, y M. Starr. 2007. Carbon, nitrogen and phosphorus leaching after site preparation at a boreal forest clear-cut area. *Forest Ecology and Management* 243 (1): 10–18.
- Pillatt, N., E. Franco, y G. Coelho. 2010. Dry artificial perches and the seed rain in a subtropical riparian forest. *Revista Brasileira de Biociencias* 8: 246–252.
- Posada Posada, M. I., y M. del P. Arroyave Maya. 2015. Análisis De La Calidad Del Retiro Ribereño Para El Diseño De Estrategias De Restauración Ecológica En El Río La Miel, Caldas, Colombia. *Revista EIA*: 117–128.
- POT Tunja. 2013. *Plan de ordenamiento territorial ciudad de Tunja, Boyacá* 111.
- Prévosto, B., J. Gavinet, C. Ripert, y C. Fernandez. 2015. Identification of windows of emergence and seedling establishment in a pine Mediterranean forest under controlled disturbances. *Basic and Applied Ecology* 16 (1): 36–45.
- Purificação, K. N., M. C. Pascotto, F. Pedroni, J. M. N. Pereira, y N. A. Lima. 2014. Interactions between frugivorous birds and plants in savanna and forest formations of the Cerrado. *Biota*

*Neotropica* 14 (4).

- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. DeSante, y B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*.
- Ramírez, A. 2006. Ecología de poblaciones. En *Ecología: métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*, 326.
- Ramírez, A. 1999. *Ecología Aplicada. Diseño y Análisis Estadístico*. Santafé de Bogotá.: Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Rangel-Ch, J. O., y A. Velázquez. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. En *Colombia Diversidad Biótica II. Tipos de vegetación en Colombia*, 59–87.
- Rappe, M. O., L. J. Hansson, E. Ring, P. E. Jansson, y A. I. Gärdenäs. 2017. Nitrogen leaching following clear-cutting and soil scarification at a Scots pine site – A modelling study of a fertilization experiment. *Forest Ecology and Management* 385: 281–294.
- Reid, J., y K. D. Holl. 2013. Arrival ≠ Survival. *Restoration Ecology* 21 (2): 153–155.
- Reid, S., y J. J. Armesto. 2011. Avian gut-passage effects on seed germination of shrubland species in Mediterranean central Chile. *Plant Ecology* 212 (1): 1–10.
- Reis, A., F. C. Bechara, M. B. De Espíndola, N. K. Vieira, y L. L. De Souza. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza e Conservação* 1 (1): 28–36.
- Reis, A., F. C. Bechara, D. R. Tres, y B. E. Trentin. 2014. Nucleation: Biocentric Conception for the Ecological Restoration. *Ciência Florestal* 24 (2): 509–519.
- Renjifo, L. M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13 (5): 1124–1139.
- Renjifo, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11 (1): 14–31.
- Resco de Dios, V., T. Yoshida, y Y. Iga. 2005. Effects of topsoil removal by soil-scarification on regeneration dynamics of mixed forests in Hokkaido, Northern Japan. *Forest Ecology and Management* 215 (1–3): 138–148.
- Restrepo, C., N. Gomez, y S. Heredia. 1999. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane forest. *Ecology* 80 (2): 668–685.
- Reyes, J., O. Thiers, V. Gerding, y P. Donoso. 2014. Effect of scarification on soil change and establishment of and artificial forest regeneration under *Nothofagus* spp. in Southern Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 14 (1): 115–127.
- Rincon, G. 2005. Bird perches increase seed dispersal in abandoned pastures at Colombian Andean forests. *Tesis de pregrado Universidad Industrial de Santander*: 40.
- Robinson, G. R., y S. N. Handel. 1993. Forest Restoration on a Closed Landfill: Rapid Addition of New Species by Bird Dispersal. *Conservation Biology* 7 (2): 271–278.
- Rocha, M., A. Bartimachi, J. Neves, E. M. Bruna, y H. L. Vasconcelos. 2017. Seed removal patterns of pioneer trees in an agricultural landscape. *Plant Ecology*.
- Rodríguez, J., A. R. Larrinaga, y L. Santamaría. 2012. Effects of frugivore preferences and habitat heterogeneity on seed rain: A multi-scale analysis. *PLoS ONE* 7 (3).
- Rood, S. B., S. Kaluthota, K. M. Gill, E. J. Hillman, S. G. Woodman, D. W. Pearce, y J. M. Mahoney. 2016. A Twofold Strategy for Riparian Restoration: Combining a Functional Flow Regime and Direct Seeding to Re-establish Cottonwoods. *River Research and Applications* 32 (5): 836–844.
- Rosero, L. 2010. *Estudios ecológicos en el Parque Natural Municipal Ranchería, un aporte para su conservación*. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, CORPOBOYACA, Tunja, Colombia.
- Rosselli, L., S. D. E. L. A. Zerda, y J. Candil. 2017. Changes in the Avifauna of a Relict Forest in the Peri-Urban Area of Bogota Throughout Fourteen Years. *Acta Biológica Colombiana* 22 (2): 181–190.
- Rozendaal, D., y R. L. Chazdon. 2015. Demographic drivers of tree biomass change during secondary succession in northeastern Costa Rica. *Ecological Applications* 25 (2): 506–516.
- Rubiano, M. 2016. Las perchas artificiales como facilitadoras de la lluvia de semillas en un área post-tala de pino (*Pinus patula*) en el parque forestal embalse del neusa (Tausa,

- cundinamarca). *Tesis de pregrado*.
- Salazar, R., y D. Jøker. 2000. *Alnus acuminata*. *Seed Leaflet* (1).
- Sam, K., B. Koane, S. Jeppy, J. Sykorova, y V. Novotny. 2017. Diet of land birds along an elevational gradient in Papua New Guinea. *Scientific Reports* 7.
- Schetini De Azevedo, C., M. Correa Da Silva, T. Pinho Teixeira, R. J. Young, Q. Souza Garcia, y M. Rodrigues. 2013. Effect of passage through the gut of Greater Rheas on the germination of seeds of plants of cerrado and caatinga grasslands. *Emu* 113 (2): 177–182.
- Schmid, B., H. Nottebrock, K. J. Esler, J. Pagel, K. Böhning-Gaese, F. M. Schurr, T. Mueller, y M. Schleuning. 2016. A bird pollinator shows positive frequency dependence and constancy of species choice in natural plant communities. *Ecology* 97 (11): 3110–3118.
- Schupp, E. W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* 107–108 (1): 15–29.
- Schupp, E. W., P. Jordano, y J. M. Gómez. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: A conceptual review. *New Phytologist*.
- Sekercioglu, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*.
- SER. 2004. The SER international primer on ecological restoration. 2 (2): 13.
- Shiels, A. B., y L. R. Walker. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology* 11 (4): 457–465.
- Shoo, L. P., y C. P. Catterall. 2013. Stimulating natural regeneration of tropical forest on degraded land: Approaches, outcomes, and information gaps. *Restoration Ecology* 21 (6): 670–677.
- Sievers, M., R. Hale, y J. R. Morrongiello. 2017. Do trout respond to riparian change? A meta-analysis with implications for restoration and management. *Freshwater Biology* 62 (3): 445–457.
- Sirombra, M. G., y L. M. Mesa. 2012. A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecological indicators* 20: 324–331.
- Smith, J. N. M., y H. P. A. Sweatman. 1976. Feeding habits and morphological variation in Cocos Finches. *Condor*: 244–248.
- Snow, D. 1971. Evolutionary aspects of fruiting-eating by birds. *Ibis* 113: 194–202.
- . 1981. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica* 13 (1): 1–14.
- Solorza Bejarano, J. H. 2012. Evaluación de La Regeneracion de *Acacia decurrens*, *Acacia melanoxylon* y *Ulex europaeus* en Áreas en Proceso de Restauración Ecológica. *Luna Azul* (34): 66–80.
- Soto, D. P., P. J. Donoso, C. Salas, y K. J. Puettmann. 2015. Light availability and soil compaction influence the growth of underplanted *Nothofagus* following partial shelterwood harvest and soil scarification. *Canadian Journal of Forest Research* 45 (8): 998–1005.
- Spotswood, E. N., J.-Y. Meyer, y J. W. Bartolome. 2012. An invasive tree alters the structure of seed dispersal networks between birds and plants in French Polynesia. *Journal of Biogeography* 39 (11): 2007–2020.
- De Steven, D. 1991. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling survival and growth. *Ecology*.
- Stiles, F. G. 1979. El ciclo anual en una comunidad coadaptada de colibríes y flores en el bosque tropical muy húmedo de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 27 (1): 75–101.
- Stiles, F. G., y L. Rosselli. 1998. Inventario de las aves de un bosque altoandino: comparación de dos métodos. *Caldasia*: 29–43.
- Suding, K. N. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42 (August): 465–487.
- Swaine, M. D., y T. C. Whitmore. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75 (1–2): 81–86.
- Tanaka, K., y M. Tokuda. 2016. Seed dispersal distances by ant partners reflect preferential recruitment patterns in two ant-dispersed sedges. *Evolutionary Ecology* 30 (5): 943–952.
- Tansley, A. G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16 (3): 284–

- Tessema, Z. K., W. F. de Boer, y H. H. T. Prins. 2016. Changes in grass plant populations and temporal soil seed bank dynamics in a semi-arid African savanna: Implications for restoration. *Journal of Environmental Management* 182: 166–175.
- Thompson, K., J. P. Bakker, R. M. Bekker, y J. G. Hodgson. 1998. Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of Ecology* 86 (1): 163–169.
- Tomazi, A. L., y T. Tarabini. 2016. Artificial perches and solarization for forest restoration: Assessment of their value. *Tropical Conservation Science* 9 (2): 809–831.
- Tomazi, A. L., C. E. Zimmermann, y R. R. Laps. 2010. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. *Biotemas* 23 (3): 125–135.
- Tornberg, R., y V. Reif. 2007. Assessing the diet of birds of prey: A comparison of prey items found in nests and images. *Ornis Fennica* 84 (1): 21–31.
- Traveset, A. 1998. Effect of seed passage through vertebrate frugivores' guts on germination: a review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1 (2): 151–190.
- Traveset, A., J. Rodríguez-Pérez, y B. Pías. 2008. Seed trait changes in dispersers' guts and consequences for germination and seedling growth. *Ecology* 89 (1): 95–106.
- Traveset, a, a W. Robertson, y J. Rodríguez-Pérez. 2007. A review on the role of endozoochory in seed germination. *Seed dispersal theory and its application in a changing world* (36): 78–103.
- Traveset, a, y M. Verdu. 2002. A meta-analysis of the effect of gut treatment on seed germination. *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*: 339–350.
- Urgiles, N., A. Strauß, P. Loján, y A. Schüßler. 2014. Cultured arbuscular mycorrhizal fungi and native soil inocula improve seedling development of two pioneer trees in the Andean region. *New Forests* 45 (6): 859–874.
- Valentini, A., F. Pompanon, y P. Taberlet. 2009. DNA barcoding for ecologists. *Trends in Ecology and Evolution*.
- Vargas, O. 1997. Un modelo de sucesión-regeneración de los páramos después de quemadas. *Caldasia* 19 (1–2): 331–345.
- . 2007. *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Ed. O. G. de R. E. Vargas. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Vargas, O., A. Díaz, E. Ledy, P. V. Ruth, D. O. León, y A. Montenegro. 2008. Estrategias para la restauración ecológica del Bosque altoandino: el caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. En , 57–82.
- Vargas, O., y F. Mora. 2007. La Restauración Ecológica: Su contexto, definiciones y dimensiones. *Estrategias para la restauración ecológica del Bosque Altoandino: El caso de la Reserva Forestal municipal de Cogua, Cundinamarca*: 19–40.
- Velasco, P., y O. Vargas. 2004. Dinámica de la dispersión de plantas ornitócoras, reclutamiento y conectividad en fragmentos de bosque altoandino secundario (Reserva Natural Protectora, Cogua Cundinamarca). *Acta Biológica Colombiana* 9 (2): 121.
- Venson, G. R., R. C. Marenzi, T. C. M. Almeida, A. Deschamps-Schmidt, R. C. Testolin, L. R. Rörig, y C. M. Radetski. 2017. Restoration of areas degraded by alluvial sand mining: use of soil microbiological activity and plant biomass growth to assess evolution of restored riparian vegetation. *Environmental Monitoring and Assessment* 189 (3).
- Verdú, M., y A. Traveset. 2004. Bridging meta-analysis and the comparative method: a test of seed size effect on germination after frugivores' gut passage. *Oecologia* 138 (3): 414–418.
- Vergara, P. M. 2011. Matrix-dependent corridor effectiveness and the abundance of forest birds in fragmented landscapes. *Landscape Ecology* 26 (8): 1085–1096.
- Vicente, R., R. Martins, J. J. Zocche, y B. Harter-marques. 2010. Seed dispersal by birds on artificial perches in reclaimed areas after surface coal mining in Siderópolis municipality, Santa Catarina State, Brazil. *Revista Brasileira de Biociencias* 8 (1): 14–23.
- Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina, y A. M. Umaña. 2004. *Manual De Métodos Para El Desarrollo De Inventarios De Biodiversidad. Programa Inventarios de Biodiversidad; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*.

- Vizentin, J., F. Jacobs, M. Coimbra, y R. A. Dias. 2015. Birds of the Reserva Biológica do Mato Grande and surroundings, Rio Grande do Sul, Brazil. *Check List* 11 (3).
- Vogel, H. F., E. Spotswood, J. B. Campos, y F. C. Bechara. 2016. Annual changes in a bird assembly on artificial perches: Implications for ecological restoration in a subtropical agroecosystem. *Biota Neotropica* 16 (1).
- Walker, L. 2005. Margalef y la sucesión ecológica. *Ecosistemas* 14 (1): 66–78.
- Walker, L. R. 1994. Effects of Fern Thickets on Woodland Development on Landslides in Puerto-Rico. *Journal of Vegetation Science* 5 (4): 525–532.
- Walter, H., y S.-W. Breckle. 2002. *Walter's vegetation of the earth: the ecological systems of the geo-biosphere*.
- Whalley, W. B. 2016. Evaluating student assessments: the use of optimal foraging theory. *Assessment and Evaluation in Higher Education* 41 (2): 183–198.
- White, E., G. Vivian-Smith, y A. Barnes. 2009. Variation in exotic and native seed arrival and recruitment of bird dispersed species in subtropical forest restoration and regrowth. *Plant Ecology* 204 (2): 231–246.
- Whittaker, R. H. 1953. A Consideration of climax theory: The climax as a population and pattern. *Ecological monographs* 23 (1): 41–78.
- Wilén, C. A., y J. S. Holt. 1996. Spatial growth of Kikuyugrass (*Cenchrus clandestinus*). *Weed Science* 44 (2): 323–330.
- Wilén, C. A., y J. S. Holt. 1996. Physiological mechanisms for the rapid growth of *Cenchrus clandestinus* in Mediterranean climates. *Weed Research* 36 (3): 213–225.
- Wilson, J. B. 1999. Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos* 86 (3): 507–522.
- Wright, B. R., y P. J. Clarke. 2007. Resprouting responses of Acacia shrubs in the Western Desert of Australia fire severity, interval and season influence survival. *International Journal of Wildland Fire* 16 (3): 317–323.
- Wright, J. S., O. Calderón, A. Hernández, M. Detto, y P. A. Jansen. 2016. Interspecific associations in seed arrival and seedling recruitment in a Neotropical forest. *Ecology* 97 (10): 2780–2790.
- Wu, G. L., Z. H. Liu, L. Zhang, T. M. Hu, y J. M. Chen. 2010. Effects of artificial grassland establishment on soil nutrients and carbon properties in a black-soil-type degraded grassland. *Plant and Soil* 333 (1): 469–479.
- Wunderle, J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. En *Forest Ecology and Management*, 99:223–235.
- Xiong, Z., S. Li, L. Yao, G. Liu, Q. Zhang, y W. Liu. 2015. Topography and land use effects on spatial variability of soil denitrification and related soil properties in riparian wetlands. *Ecological Engineering* 83: 437–443.
- Yoshikawa, T., y Y. Osada. 2015. Dietary compositions and their seasonal shifts in Japanese resident birds, estimated from the analysis of volunteer monitoring data. *PLoS ONE* 10 (2).
- Young, T. P., D. A. Petersen, y J. J. Clary. 2005. The ecology of restoration: Historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8 (6): 662–673.
- Zaczek, J. J. 2002. Composition, diversity, and height of tree regeneration, 3 years after soil scarification in a mixed-oak shelterwood. *Forest Ecology and Management* 163 (1–3): 205–215.
- Zahawi, R. A., K. D. Holl, R. J. Cole, y J. L. Reid. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 50 (1): 88–96.
- Zanini, L., y G. Ganade. 2005. Restoration of Araucaria forest: The role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. *Restoration Ecology* 13 (3): 507–514.
- Zuluaga, J. E., A. S. Espinosa, L. M. Rengifo, L. Roselli, y F. Cortes. 2005. *Las Aves Como Dispersoras De Semillas En La Sucesión Secundaria De Un Sector Quemado Del Sff Iguaque, Boyacá* press.
- Zwiener, V. P. 2006. Efeito de poleiros naturais e artificiais na dispersão de sementes e regeneração da floresta atlântica em Antonina, PR.
- Zwiener, V. P., F. C. G. Cardoso, A. A. Padial, y M. C. M. Marques. 2014. Disentangling the effects of facilitation on restoration of the Atlantic Forest. *Basic and Applied Ecology* 15 (1): 34–41.

## Anexos

**Anexo 1. Tabla con el número de semillas recogidas en las trampas del tratamiento con perchas artificiales durante el tiempo de estudio.**

Año/Mes	Especie								Total general
	<i>Acacia melanoxylon</i>	<i>Croton purdiei</i>	<i>Dodonaea viscosa</i>	<i>Duranta mutisii</i>	<i>Lycianthes lycioides</i>	<i>Morella pubescens</i>	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	<i>Phytolacca bogotensis</i>	
<b>2015</b>	<b>50</b>			<b>14</b>	<b>30</b>	<b>2</b>	<b>27</b>	<b>6</b>	<b>129</b>
Septiembre	19					2	1	6	28
Octubre	1			9	29		8		47
Noviembre	3			5	1		4		13
Diciembre	27						14		41
<b>2016</b>	<b>249</b>	<b>1</b>	<b>6</b>			<b>397</b>	<b>155</b>		<b>808</b>
Enero	7								7
Febrero	15		6				110		131
Marzo	31						9		40
Abril	35						19		54
Mayo	28						1		29
Junio	62	1				13	4		80
Julio	60					152	5		217
Agosto	11					232	7		250
<b>Total general</b>	<b>299</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>14</b>	<b>30</b>	<b>399</b>	<b>182</b>	<b>6</b>	<b>937</b>



## Anexo 2. Especies de aves registradas en el área de estudio



*Icterus chrysater giraudii*



*Turdus fuscater*



*Myiothlypis nigrocristata*



*Zonotrichia capensis*



*Troglodytes aedon*



*Diglossa humeralis*



*Empidonax alnorum*



*Colibri coruscans*



*Synallaxis subpudica*



*Empidonax alnorum*

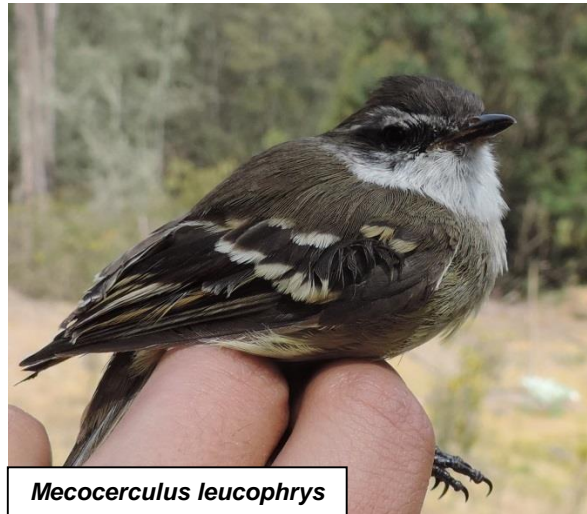


*Lesbia nuna*

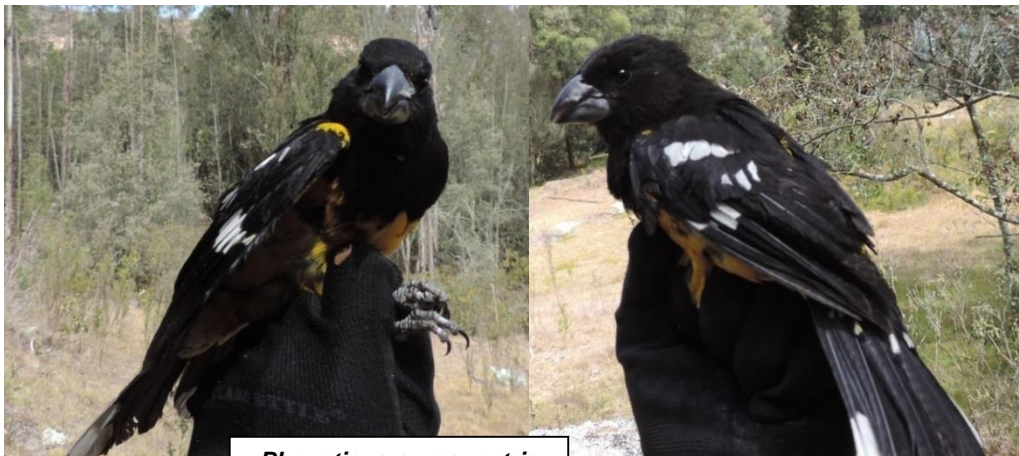




*Vireo flavoviridis*



*Mecocerculus leucophrys*



*Pheucticus aureoventris*



*Colaptes rivolii*



*Piranga rubra*











*Rupornis magnirostris*





**Anexo 3. Fotos de frutos y semillas potencialmente dispersadas en el área de estudio.**

FRUTO	SEMILLAS
 <p><i>Croton purdiei</i></p>	
 <p><i>Solanum marginatum</i></p>	
 <p><i>Duranta mutisii</i></p>	
	

<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	
	
<i>Acacia melanoxylon</i>	
	
<i>Cestrum buxifolium</i>	
	
<i>Morella pubescens</i>	



*Solanum lycioides*



Indeterminada 1





#### Anexo 4. Especies encontradas en las parcelas durante el estudio para los diferentes tratamientos.

Familia	Especie	Dispersión	Habito	T0 Control	T1, P. artificial	T2, P. natural
Apiaceae	<i>Hydrocotyle bonplandii</i> A.Rich	Anemocora	Hierba		X	
	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	Anemocora	Hierba		X	
Asteraceae	<i>Baccharis sp.</i> Kunth	Anemocora	Arbusto			X
	<i>Sonchus oleraceus</i> (L.) L.	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Hypochaeris sessiliflora</i> Kunth	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Taraxacum officinale</i> Webb.	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Bidens sp</i>	Anemocora	Hierba	X		
	<i>Senecio inaequidens</i> Poir.	Anemocora	Hierba	X		
	<i>Gamochaeta coarctata</i> Willd.	Anemocora	Hierba		X	X
	<i>Conyza sp</i>	Anemocora	Hierba	X	X	
Caryophyllaceae	<i>Cerastium arvense</i> L.	Anemocora	Hierba	X	X	
Cyperaceae	<i>Cyperus sp</i>	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Rhynchospora nervosa</i> (Vahl) Boeckeler	Anemocora	Hierba	X		X
Euphorbiaceae	<i>Croton purdiei</i> Müll.Arg.	Policorica	Arbusto	X		
Fabaceae	<i>Acacia decurrens</i> Willd.	Policorica	Árbol	X	X	X
	<i>Acacia melanoxylon</i> R.Br.	Policorica	Árbol	X	X	X
	<i>Medicago polymorpha</i> L.	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Medicago sp.</i>	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Trifolium repens</i> L.	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Medicago lupulina</i> L.	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Teline monspessulana</i> (L.)	Anemocora	Arbusto	X	X	
Myrtaceae	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Anemocora	Árbol	X		
Oxalidaceae	<i>Oxalis filiformis</i> Kunth	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Oxalis corniculata</i> L.	Anemocora	Hierba	X	X	
Poaceae	<i>C. clandestinus</i> Hochst. ex Chiov	Anemocora	Hierba	X	X	X
	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Anemocora	Hierba	X	X	X
	<i>Holcus lanatus</i> L.	Anemocora	Hierba	X	X	
	<i>Poa annua</i> L.	Anemocora	Hierba	X		
	<i>Paspalum sp</i>	Anemocora	Hierba	X	X	
Solanaceae	<i>Physalis peruviana</i> L.	Ornitócora	Hierba	X	X	
	<i>Solanum marginatum</i> L.	Ornitócora	Arbusto	X	X	
	<i>Lycianthes lycioides</i> (L.) Hassl.	Ornitócora	Arbusto	X		
Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Anemocora	Hierba	X	X	

**Anexo 5. Mapa de coberturas y distribución de los tratamientos en el área de estudio.**

